



# Ecologische basismonitoring van het kustecosysteem

*Sam Provoost*

**Auteurs:**

Sam Provoost

Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) is het Vlaams onderzoeks- en kenniscentrum voor natuur en het duurzame beheer en gebruik ervan. Het INBO verricht onderzoek en levert kennis aan al wie het beleid voorbereidt, uitvoert of erin geïnteresseerd is.

**Vestiging:**

INBO Brussel  
Kliniekstraat 25 - 1070 Brussel  
[www.inbo.be](http://www.inbo.be)

**e-mail:**

[sam.provoost@inbo.be](mailto:sam.provoost@inbo.be)

**Wijze van citeren:**

Provoost S (2014). Ecologische basismonitoring van het kustecosysteem. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2014 (2025629). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

**D/2014/3241/174**

**INBO.R.2014.2025629**

**ISSN: 1782-9054**

**Verantwoordelijke uitgever:**

Jurgen Tack

**Druk:**

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid

**Foto cover:**

Sam Provoost

# **Ecologische Basismonitoring van het Kustecosysteem**

**Sam Provoost**

D/2014/3241/174

INBO.R.2014.2025629





# Inhoud

Inhoud .....	3
1. Waarom monitoring? .....	5
2. Beleidskader .....	6
2.1. Natuurbeleid aan de kust .....	6
2.2. Beheer .....	6
2.3. Ecologische monitoring .....	7
2.4. Aandachtspunten voor beleid en beheer .....	8
2.4.1. Fixatie van het dynamisch landschap .....	8
2.4.2. Verruiging, verstruweling en verbossing .....	8
2.4.3. Klimaatverandering .....	9
2.4.4. Uitbreiding van exoten .....	10
2.4.5. Waterhuishouding .....	10
2.4.6. Toeristisch-recreatieve druk .....	11
2.4.7. Landbouwintensivering .....	11
2.4.8. Luchtvervuiling en atmosferische depositie .....	12
3. Een monitoringplan .....	13
3.1. Doelstelling .....	13
3.2. Strategie .....	13
3.3. Soorten .....	15
3.3.1. Soorteninventarisatie .....	15
3.3.2. Flora .....	16
3.3.3. Blad- lever- en korstmossen .....	17
3.3.4. Fungi .....	18
3.3.5. Zoogdieren .....	18
3.3.6. (Broed)vogels .....	18
3.3.7. Amfibieën en reptielen .....	18
3.3.8. Invertebraten .....	20
3.4. Vegetatie .....	22
3.4.1. Algemeen .....	22
3.4.2. Kartering van dynamische duinen via spectrale luchtopnamen .....	22
3.4.3. Vegetatiestructuur karteren via LiDAR .....	24
3.4.4. Gedetailleerde ecotopenkartering .....	25
3.4.5. Permanente kwadraten (PQ) .....	28
3.4.6. Vegetatie van poelen .....	29
3.5. Abiotiek .....	30
3.5.1. Algemene milieufactoren .....	30
3.5.2. Geomorfologie .....	30
3.5.4. Hydrologie .....	31

3.5.4. Bodem .....	31
3.6. Opvolging in het kader van gericht onderzoek .....	32
4. Monitoring operationeel .....	34
4.1. Partners.....	34
4.2. Databeheer en ontsluiting .....	34
4.3. Nood aan continuïteit .....	34
4.4. Werklast .....	35
5. Monitoring Natura 2000 en beheer.....	36
Referenties.....	37

## 1. Waarom monitoring?

De duinen, slikken en schorren aan onze kust zijn in ecologisch opzicht heel bijzonder. Ondanks de geringe oppervlakte van de kustcoregio (ca. 0,5% van het Vlaams gewest), komt ongeveer de helft van alle Vlaamse soorten er voor. Voor bepaalde taxonomische groepen zoals broedvogels, vaatplanten, landslakken en loopkevers loopt dit aandeel zelfs op tot 60 à 80%. Veel soorten zijn voor hun overleving volledig op het kustecosysteem aangewezen. Het ecologisch belang van de kust blijkt ook uit het groot aantal habitattypes dat voor deze regio werd aangemeld in het kader van de habitatrichtlijn. Het betreft ruim een kwart van alle types in Vlaanderen. Factoren die bijdragen tot die biologische rijkdom zijn o.m. de kustdynamiek (zee en wind), habitatdiversiteit, kalkrijkdom en stressfactoren zoals droogte en zout (Provoost & Bonte 2004).

De natuur staat echter onder druk door de sterke urbanisatie van de kust en daarmee gepaard gaande veranderingen in het ecosysteem zoals fixatie, verdroging of rustverstoring. Als antwoord hierop zijn de voorbije decennia grote inspanningen geleverd om natuurgebieden veilig te stellen en te beheren. Om de middelen voor natuurbehoud zo efficiënt mogelijk te besteden, is er nood aan kwalitatieve informatie over de toestand van het ecosysteem, de veranderingen die er zich voltrekken en de effectiviteit van het beheer. Kortom, er is nood aan monitoring, in de breedste betekenis van het woord. We duiden dit specifiek aan als 'basismonitoring', een breed inventarisatieprogramma waarmee we de globale natuurkwaliteit relatief gedetailleerd maar met een haalbare inspanning in kaart kunnen brengen.

Aan onze kust werden al behoorlijke inspanningen geleverd om de toestand van het kustecosysteem op te volgen. Deze nota pleit voor de verderzetting, onderlinge afstemming en waar mogelijk integratie van bestaande initiatieven en de verdere uitwerking ervan tot een globale ecologische basismonitoring van de Vlaamse kust.



## 2. Beleidskader

### 2.1. Natuurbeleid aan de kust

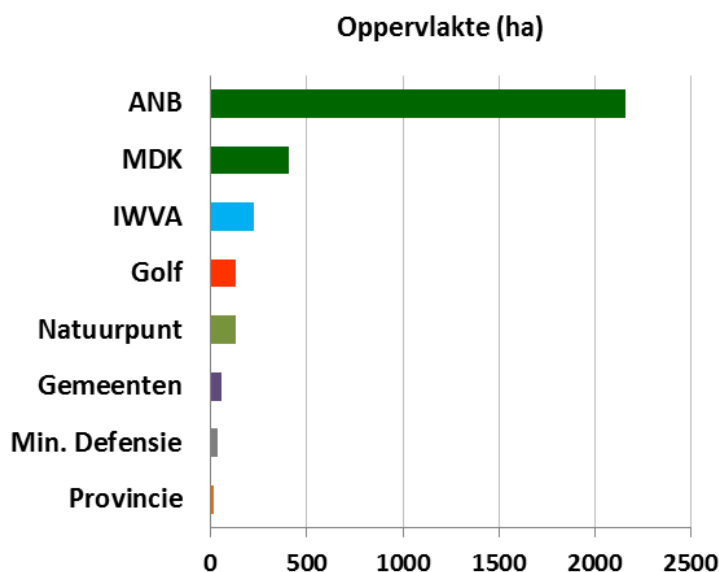
Kustgebieden vergen bijzondere aandacht vanuit het milieu- en natuurbeleid omdat zij de aanwezigheid van hoge en kenmerkende natuurwaarden combineren met een belangrijke economisch functie. Dit spanningsveld is ook aan onze kust sterk aanwezig door de toeristische ontwikkeling en de uitbouw van zeehavens. Vanuit Europa wordt een beleid naar voor geschoven dat streeft naar een duurzame ontwikkeling en betere afstemming van de verschillende maatschappelijke sectoren aan de kust: 'Integrated Coastal Zone Management' (ICZM). Binnen de filosofie van dit duurzaam kustzonebeheer wordt niet alleen een inherente waarde erkend van het ecosysteem maar vormt het functioneren ervan ook een toetssteen voor de duurzaamheid van economische activiteiten. In de praktijk is de juridische verankering van dit beleid beperkt en blijft het behoud van de biodiversiteit grotendeels aangewezen op de specifieke regelgeving inzake natuurbehoud. Maar deze regelgeving krijgt steeds meer slagkracht en de aandacht voor biodiversiteit stijgt ook binnen andere sectoren. Kwalitatief cijfermateriaal over de toestand van het kustecosysteem is essentieel om dit proces in goede banen te leiden en een synthese van deze gegevens mag dan ook niet ontbreken in een 'duurzaamheidsbarometer' voor de kust.

In België is het natuurbehoud vooral een gewestelijke materie, hoewel de klijtlijnen van het beleid door de implementatie van de Europese Habitat- en Vogelrichtlijn in toenemende mate op het Europees niveau worden getrokken. De monitoring moet in ieder geval toelaten om een kwaliteitsvolle invulling te geven aan de rapportageverplichting in het kader van deze richtlijnen. Op Vlaams niveau is het decreet betreffende het natuurbehoud en het natuurlijk milieu (21/10/1997) richtinggevend voor de algemene doelstellingen van het natuurbeleid en de uitwerking van een soort- en gebiedsgericht beleidsinstrumentarium. De ruimtelijk basis van dit laatste is het gewestplan, aan de kust aangevuld met gebieden beschermd in het kader van het duinendecreet. De aanduiding van natuurreservaten vormt een belangrijke stap omdat de beheerplannen die aan de basis liggen van concrete maatregelen op het terrein in het kader hiervan worden opgemaakt. De Ecosysteemvisie voor de Vlaamse kust (Provoost & Hoffmann 1996) vormt een leidraad bij de opmaak van deze beheerplannen. Dit document geeft naast een beschrijving van het kustecosysteem een overzicht van de prioritaire aandachtspunten voor het natuurbeleid en van het instrumentarium dat hiervoor kan worden gebruikt (zie ook 2.3).

### 2.2. Beheer

Het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB) beheert ca. 2160 ha duinen, slikken, schorren en aangrenzende poldergebieden en is daarmee de hoofdrolspeler binnen het kustbeheer (gegevens ANB, figuur 1). Voor de (éénmalige) inrichting van een aantal gebieden wordt dit agentschap bijgestaan door de Vlaamse Landmaatschappij (natuurinrichting). De verantwoordelijkheid voor de kustveiligheid ligt eveneens bij het Vlaams ministerie, meer bepaald bij het Agentschap voor Maritieme Dienstverlening en Kust (MDK). Deze instantie beheert ca. 400 ha duinen en heeft hiermee eveneens een belangrijke verantwoordelijkheid op het vlak van biodiversiteit. Een gedeelte van de MDK-terreinen wordt beheerd door Natuurpunt vzw, die ook zelf een aantal duingebieden in eigendom heeft. Samen beheert Natuurpunt ca. 130 ha duinen en aangrenzende polders. De provinciale en gemeentelijke overheden beheren kleinere duingebieden met vaak een belangrijke recreatieve nevenfunctie. Een andere belangrijke duineigenaar is de Intercommunale Waterleidingmaatschappij van Veurne-Ambacht (IWVA), die ca. 335 ha ecologisch waardevolle duinen in eigendom heeft en deels zelf beheert. Ook in Knokke-Heist is het (gemeentelijk) waterbedrijf (GWKH) actief in de duinen, voornamelijk in het golfterrein. Daarmee komen we bij de laatste belangrijke duinbeheerders: de golfclubs in Knokke-Heist en De Haan die samen zo'n 130 ha duin beheren (figuur 1).





*Figuur 1. Oppervlakte beheerd kustgebied.*

Het beheer zelf omvat onder meer de ontsluiting en recreatieve inrichting van de terreinen, het regelen van de waterhuishouding maar vooral het beheer van vegetatie en soorten. Doorgaans kunnen we een onderscheid maken tussen éénmalige inrichtingsmaatregelen zoals de ontginning van struweel en recurrente maatregelen zoals maaien of begrazing.

## 2.3. Ecologische monitoring

Monitoring wordt hier gebruikt in de brede betekenis van het woord, namelijk 'toezicht op een proces'. Dit kan een concrete beheermaatregel zijn maar ook een spontaan proces zoals bijvoorbeeld verstruweling. Aan de kust zijn reeds verschillende initiatieven genomen die onder deze brede noemer ressorteren. Vaak zijn of waren het relatief kortlopende projecten die aan een bepaald initiatief of gebied zijn gekoppeld. Voorbeelden zijn de monitoring van het natuurherstel in de IJzermonding (MONAIJ) of in het kader van de LIFE projecten ICCI, FEYDRA, ZENO, ZTAR en FLANDRE. Het project PINK (Permanente Inventarisatie van de Natuurreservaten aan de Kust) probeert zowel het tijdelijke als het lokale karakter te overstijgen en beoogt de biotische opvolging van alle door ANB beheerde gebieden. Deze visienota wil nog een stap verder gaan en zowel de abiotische als biotische componenten van het systeem bekijken binnen het volledige kustgebied.

Actueel situeren de noden voor ecologische monitoring zich op twee belangrijke niveaus. Enerzijds legt artikel 17 van de Europese habitatrichtlijn de lidstaten een periodieke rapportage op over de toestand of de 'staat van instandhouding' van de aangemelde habitattypen en soorten. Voor de kust betekent dit dat nagenoeg over de hele buitenruimte moet gerapporteerd worden gezien bijna alle natuurtypen tot een van de Europese habitattypen behoren en bijna het hele ecologisch waardevolle duinareaal als Speciale Beschermingszone (SBZ) werd aangeduid. Anderzijds genereert ook de uitvoering van het decreet natuurbehoud uit 1997 bepaalde noden voor monitoring, hoewel dit minder eenduidig in de wetgeving zit vervat. Enkel aan de erkende terreinbeherende instanties werd monitoring opgelegd. In uitvoering van het nieuwe eenheidsdecreet voor natuur en bos zou monitoring worden opgelegd bij elk beheerplan. Het is vanuit een rationele bedrijfsvoering evident dat de belangrijkste terreinbeheerders hun beheermaatregelen opvolgen om de effectiviteit ervan te kunnen inschatten.

Hiermee zijn we aanbeland bij het belangrijkste discussiepunt op het vlak van monitoring, namelijk wat er precies moet worden opgevolgd. De analyse en prioritering van de informatiebehoefte

vormt een eerste noodzakelijke stap bij het ontwerp van meetnetten (Wouters et al. 2008). Hiervoor vertrekken we van de elementen die een belangrijke impact hebben op de biodiversiteit en die we via beleid of beheer willen bijsturen of mitigeren.

## 2.4. Aandachtspunten voor beleid en beheer

### 2.4.1. Fixatie van het dynamisch landschap

De overgang tussen land en zee is van nature een dynamisch gebied waar zeestromingen, golf- en windwerking het landschap vormgeven. Urbanisatie van de kust dwingt dit systeem echter in een vast keurslijf, waardoor geomorfologische processen onvoldoende ruimte hebben om zich in stand te houden (Arens et al. 2007). Vermindering van de natuurlijke dynamiek is nefast voor organismen die zich hieraan evolutionair hebben aangepast zoals bijvoorbeeld *biestarwegras*, *blauwe zeedistel*, *heivlinder*, *harkwesp* en diverse zandbijen. Dergelijke soorten maken deel uit van de meest kenmerkende levensgemeenschappen van het kustgebied en vormen daarom een prioriteit voor het natuurbeleid.

De uitdaging is hier vooral om de natuurlijke dynamiek zoveel mogelijk kansen te geven zonder dat de kustveiligheid in het gedrang komt. De gestage stijging van de zeespiegel veroorzaakt immers een negatieve sedimentbalans ter hoogte van onze stranden. Langs de gehele kust zijn daarom zeeverende maatregelen noodzakelijk om gebouwen en andere infrastructuur te beschermen tegen mariene overstromingen.

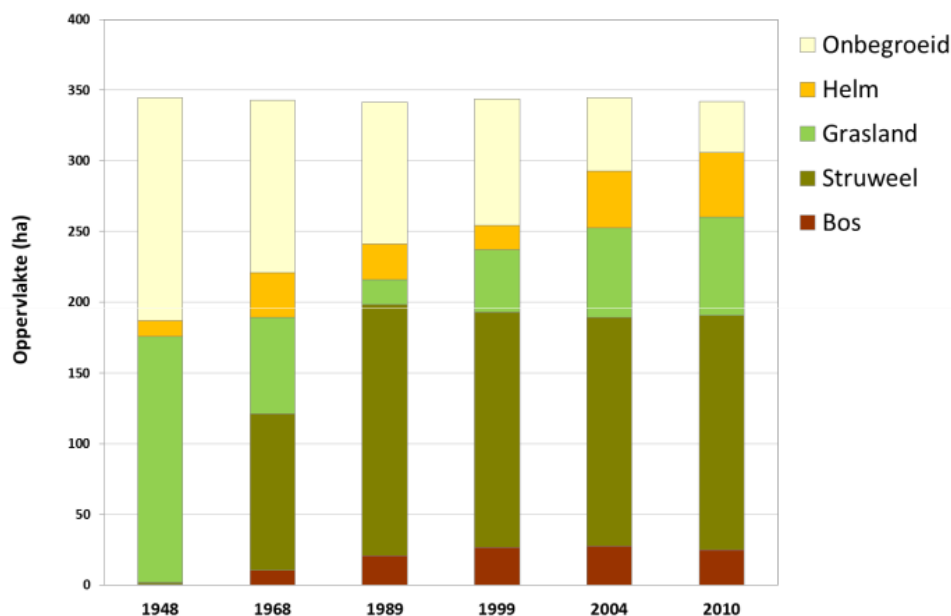
De fixatie van het duinenlandschap kan op verschillende schaalniveaus worden bekeken. Grootschalige zanddynamiek kunnen we opvolgen aan de hand van herhaalde opmeting van de terreinhoogte (via laserscanning vanuit een vliegtuig). Kleinschalige dynamiek is gerelateerd aan de aanwezigheid van kaal zand, wat we nauwkeurig via remote sensing in kaart kunnen brengen. Ten slotte is het wenselijk om een selectie van specifieke organismen op te volgen die aan het dynamisch landschap gebonden zijn. Zij vormen een goede indicatie van de ecologische kwaliteit van dit landschapstype.

### 2.4.2. Verruiging, verstruweling en verbossing

De belangrijkste verschuivingen in de samenstelling van flora- en fauna die zich de voorbije eeuw hebben voorgedaan, zijn een gevolg van de sterke uitbreiding van ruigte, struweel en bos ten koste van korte graslanden, kruidachtige vegetaties en mosduinen (Provoost & Van Landuyt 2001; figuur 2). Deze trend is vooral te wijten aan het uitdoven van het historisch agrarisch gebruik van de duinen, het ineenstorten van de konijnenpopulaties in de tweede helft van de 20ste eeuw en de hierboven aangehaalde fixatie. De verstruweling en verbossing worden versterkt door het aanbod aan zaden van bomen en struiken uit tuinen en andere aanplanten. Vergrassing van duingraslanden wordt dan weer gestimuleerd door de atmosferische depositie van vermestende stoffen. Vergrassing, verstruweling en verbossing worden vastgesteld in verschillende Europese (kalkrijke) duingebieden maar zijn vooral voor enkele Nederlandse en Britse duinen uitvoerig beschreven (zie o.m. Van Til et al. 2002; Van Dorp et al. 1985; Ranwell 1960; Rhind et al. 2001, Provoost et al. 2011). Deze landschappelijke veranderingen en eraan gekoppelde verschuivingen in fauna en flora vormen veruit het belangrijkste aandachtspunt voor het natuurbeheer aan de kust. De meeste maatregelen zoals kappen, maaien en het inzetten van grote grazers zijn gericht op het herstel van graslanden, lage valleivegetaties en mosduinen, ecotopen die de habitat vormen voor heel wat in regionale en zelfs in internationale context belangrijke soorten.

De opvolging van deze landschappelijke veranderingen vergt in de eerste plaats een herhaalde en gedetailleerde kartering van de vegetatie(structuur). Daarnaast is een nauwkeurige (kartografische) inventaris van de uitgevoerde beheermaatregelen vereist om een onderscheid te kunnen maken tussen spontane processen en beheereffecten. De samenstelling van de vegetatie

kan worden opgevolgd aan de hand van een steekproef van permanente kwadraten. Hieruit kan de globale kwaliteit van de vegetatie worden afgeleid. Voor de meest zeldzame soorten is zo'n steekproef niet geschikt en is een gebiedsdekkende kartering aangewezen.



Figuur 2. Veranderingen in de vegetatie van de Westhoek (Provoost et al. 2011).

### 2.4.3. Klimaatverandering

Een zeer ingrijpend gevolg van de klimaatopwarming voor kustgebieden is de stijging van het zeeniveau. In 2.4.1. werden de gevolgen hiervan reeds aangehaald. Actueel wordt in Europa een verhoging van de gemiddelde temperatuur vastgesteld maar ook een wijziging van de neerslag en de algemene luchtcirculatie (Van Steertegem 2001, Bollen & Van Humbeeck 2002, EEA 2012). Dit beïnvloedt ecofysiologische processen, fenologie en interspecifieke interacties en daarmee de lokale overlevingskansen van organismen (De Bruyn 2003, De Groot et al. 1995). Maar ook indirect kunnen de veranderde milieuomstandigheden de soortensamenstelling wijzigen. Een verhoogde evapotranspiratie bijvoorbeeld kan de grondwaterschommelingen dermate verhogen dat de tolerantiegrens voor bepaalde organismen wordt overschreden. Ook de impact van nieuwe (zuidelijke) soorten op het ecosysteem kan als een indirecte klimaatsfactor worden beschouwd. Het samenspel van vele soortgelijke fenomenen kan aanzienlijke veranderingen in de lokale soortensamenstelling met zich meebrengen. Wat betreft de gevolgen voor de biodiversiteit zijn vooral gegevens beschikbaar over de temperatuurseffecten. Het voorbije decennium was de gemiddelde landtemperatuur in Europa 1.3 °C hoger dan in pre-industriële tijden (EAA 2012). De opvolging van klimaatgerelateerde veranderingen in arealen en fenologie is van belang als indicatie voor mogelijke shifts in het functioneren van ecosystemen. Alhoewel dergelijk onderzoek in een ruimere geografische context moet bekeken worden, kan hieraan binnen de Vlaams kust actief worden meegewerkt. De kust vormt ook een belangrijke migratieroute voor zuidelijke organismen gezien het relatief milde microklimaat. Illustratief in dit verband is de uitbreiding van zuidelijke soorten uit verschillende taxonomische groepen zoals bijvoorbeeld *gaffelwaterjuffer*, *knolbeemdgras* of *slanke duinhoren*.

#### 2.4.4. Uitbreiding van exoten

De vestiging en uitbreiding van gebiedsvreemde organismen lijkt te worden bevoordeeld door storing; een proces waarbij voortdurend nieuwe niches worden gecreëerd (Fox & Fox 1986). Dynamische ecosystemen zoals kustduinen zijn dan ook bijzonder gevoelig voor biologische invasies (Lepart & Debussche 1991, Weeda 1987). Inburgering van nieuwe soorten doet zich vooral voor bij de hogere flora, door verwildering uit tuinen en plantsoenen (Verloove 2002). Dit geldt a fortiori voor de Vlaamse duinstreek waar de resterende natuurgebieden omringd worden door tuinenrijke woonwijken. Bij de overige taxonomische groepen komt inburgering, althans in de duinen, beduidend minder voor.

Ongeveer 60% van de recente nieuwkomers onder de kustflora is exoot en grotendeels uit tuinen afkomstig. Het aandeel van de inheemse soorten is hiermee gedaald van 95% in periode vóór 1940 tot recent ca. 80% (Rappé et al. 1996), en momenteel ongetwijfeld al flink minder. Ondanks het grote soorten aantal blijkt slechts een klein gedeelte van deze exoten zich echt invasief te gedragen en daarmee een potentiële bedreiging te vormen voor natuurgebieden. Toch kan dit beperkt aantal soorten op korte termijn grote schade aanrichten (cf. *Amerikaanse vogelkers* of *mahonia*, figuur 3). Nauwgezette opvolging van de exotenbestrijding en vroege detectie van potentieel invasieve exoten zijn van groot belang (figuur 4).

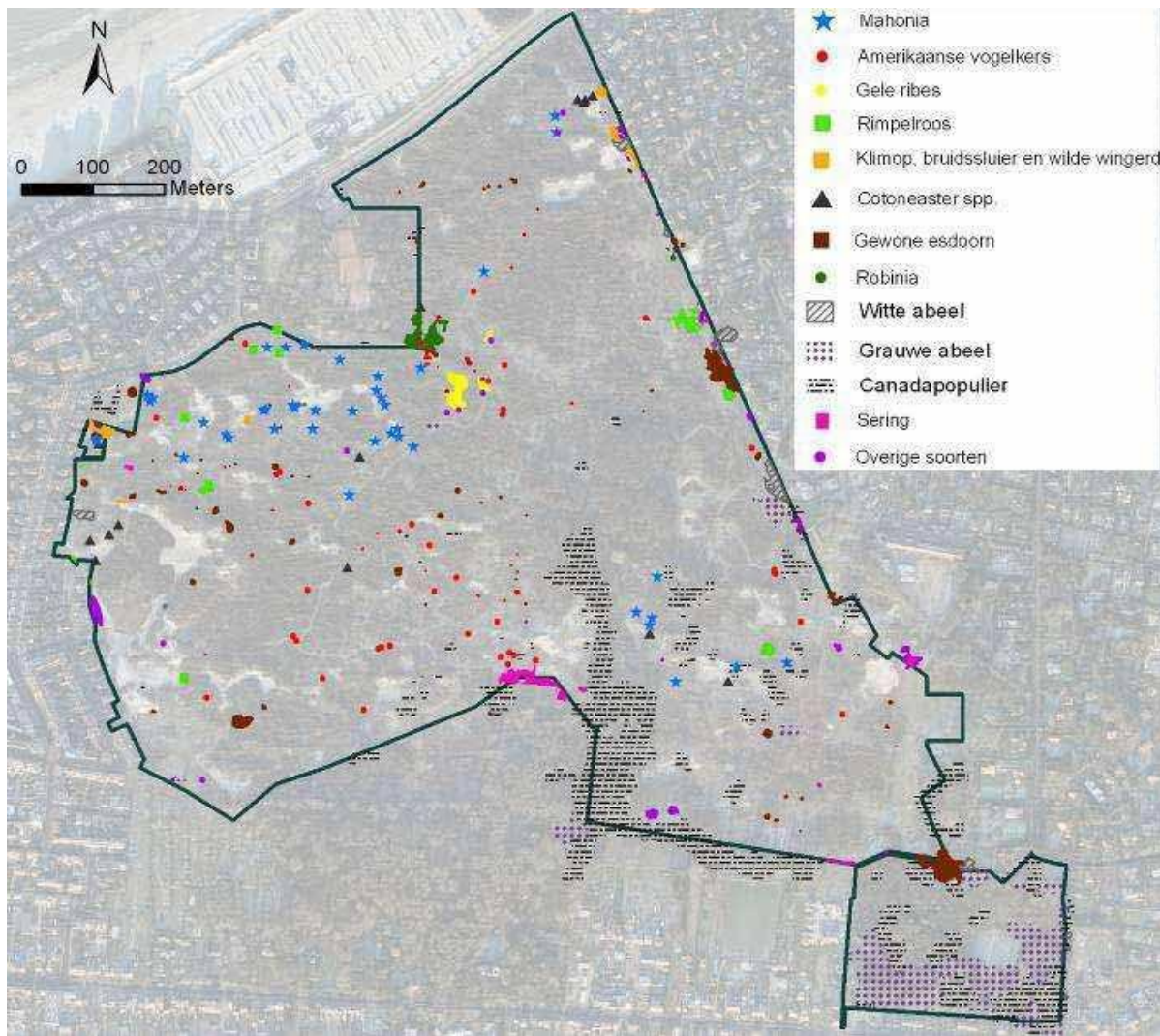


Figuur 3. *Mahonia* (*Mahonia aquifolia*), één van de meest invasieve exoten in onze kustduinen.

#### 2.4.5. Waterhuishouding

Een aanzienlijk deel van de biodiversiteit in duinen is grondwaterafhankelijk. Dit omvat verschillende soorten van gewestelijk en zelfs van internationaal belang zoals *kruipend moerasscherm* (bijlage II van de EU habitatrichtlijn) of *rode barnsteenslak* (IUCN Rode lijst). Grote delen van het kustduingebied kenden echter een verdroging als gevolg van drinkwaterwinning, polderdrainage of verminderde percolatie van neerslag door urbanisatie. Dit heeft geleid tot een achteruitgang van grondwaterafhankelijke levensgemeenschappen (Kuijken et al. 1993, De Raeve et al. 1983, Leten 1992, Bonte 2004 en Maelfait 1997). Voor organismen die aan open water gebonden zijn zoals waterplanten (hogere planten), amfibieën, libellen of kranswieren is de achteruitgang vooral te wijten aan het verdwijnen van biotopen in combinatie met een veranderde waterkwaliteit. Denys (2003) stelde bijvoorbeeld belangrijke veranderingen vast in het aquatisch systeem van de Fonteintjes in een studie van diatomeeën.

De opvolging van de grondwaterhuishouding vormt dus een essentieel element in de planning en evaluatie van het beheer. Duinvalleien omvatten sterk beheerbehoefte habitattypen en dus is prioriteitenstelling op basis van goede grondwatergegevens wenselijk.



Figuur 4. Exotenkartering van in de Houtsaegerduinen.

#### 2.4.6. Toeristisch-recreatieve druk

De toeristische ontwikkeling met bijhorende recreatieve activiteiten bracht een aantal nieuwe storingselementen met zich mee. Overrecreatie kan leiden tot lokale vegetatie- en bodembeschadiging. Mosduinen zijn hiervoor bijzonder gevoelig maar ook de vloedmerkvegetatie op het hoogstrand wordt sterk overbetreden. Dit belemmert op zijn beurt de embryonale duinvorming en de verdere ontwikkeling van nieuwe duinen. Rustverstoring heeft onder meer geleid tot de sterke achteruitgang van broedvogels van het hoogstrand zoals *dwergstern* en *strandplevier* (Stienen et al. 2004). Vermoedelijk hebben ook andere broedvogelsoorten van open landschappen zoals *tapuit*, *graspieper* en *veldleeuwerik* minstens lokaal te lijden (gehad) onder de recreatiedruk (Bonte 2004). Opvolging van deze effecten levert ondersteunende gegevens in de zoektocht naar een evenwicht tussen recreatie en ecologie. Hierbij denken we vooral aan broedvogelinventarisaties en de kartering van kenmerkende plantensoorten van het hoogstrand.

#### 2.4.7. Landbouwintensivering

In tegenstelling tot de reliëfrijke duinen is de vrij vlakke binnenduinstrand vroeg na het ontstaan ervan in cultuur gebracht. Het betreft veelal overgangsronden waar het duinzand over de



ingepolderde schorre is gestoven (Termote 1992). De intensivering van de landbouw, vooral in de tweede helft van de 20ste eeuw, heeft de binnenduinrand als habitat behoorlijk gewijzigd. Het kleinschalige landschap ging grotendeels verloren en de sterkere drainage, het dempen van poelen en eutrofiëring (vermesting) van het oppervlaktewater heeft belangrijke gevolgen gehad voor de watergebonden levens-gemeenschappen. Zo is de halvering van het aantal soorten waterplanten aan de kust voor een belangrijk deel toe te schrijven aan de achteruitgang van open water habitats aan de binnenduinrand. Verder heeft intensieve veehouderij in de nabijgelegen polder een vermestend effect op de schrale duingraslanden. Recent werden verschillende natuurherstel-projecten in binnenduinranden uitgevoerd (Cosyns et al. 2011) die specifieke opvolging vergen. Bijzondere aandachtspunten in deze gebieden zijn de flora en fauna van poelen en het verschrallingsbeheer op voormalig bemeste percelen.

#### *2.4.8. Luchtvervuiling en atmosferische depositie*

Atmosferische vermesting heeft belangrijke gevolgen voor de vegetatieontwikkeling in voedselarme ecosystemen. Wat betreft de Europese kustduinen bestaan er hieromtrent nog onduidelijkheden omdat lokale eigenschappen van de bodem een belangrijke invloed hebben op de precieze effecten. In kalkrijke duingraslanden nemen Kooijman et al. (2009) een kritische stikstoflast aan van 17 kg.ha<sup>-1</sup>j<sup>-1</sup>. Verschillende experimenten in Nederland en het Verenigd Koninkrijk bevestigen het optreden van vergrassing bij hogere stikstofbelasting (Kooijman et al. 1998, Veer 1997, Plassmann et al. 2009). Zure duinen zijn beduidend gevoeliger voor stikstofdepositie door het ontbreken van fosfaatbindende kalk. Onderzoek in de Baltische duinen toonde aan dat het overschrijden van een kritische stikstoflast van 5-8 kg ha<sup>-1</sup>j<sup>-1</sup> reeds kan leiden tot vergrassing (Remke 2010).

In het VMM-meetstation van Koksijde werd in 2010 een stikstofdepositie van 18 kg.ha<sup>-1</sup>j<sup>-1</sup> gemeten (VMM 2011). Voor kalkrijke duinen betekent dit een beperkte overschrijding van de kritische last, voor de ontkalkte duinen is de impact veel groter. Daarenboven moet ook rekening gehouden worden met een accumulatief effect en met de erfenis van de veel hogere stikstofdepositie in het recente verleden.

Vermoedelijk heeft atmosferische vermesting ook een belangrijke invloed op de zeer delicate oligotrofe open waters. Denys (2003) stelt aanzienlijke wijzigingen vast in de epifytische diatomeeënflora van de Fonteintjes met een algemene achteruitgang van eutrofiëringsgevoelige taxa (zie hoger). Bij kranswieren kan een gelijkaardige trend worden vastgesteld (Denys & Packet 2004). Aan de kust zijn de effecten van verzurende emissies vooral voelbaar voor epifytische mossen en korstmossen en minder in de terrestrische ecotopen. Verzurende emissies bestaan voornamelijk uit zwaveldioxide, verschillende stikstofoxiden en ammoniak. Uit de gegevens over epifyten blijkt dat de kust in het midden van de 20ste eeuw een rol speelde als refugium voor luchtvervuilinggevoelige taxa (Hoffmann 1993, Hoffmann et al. 2004). Gezien de positieve trends wat betreft luchtpollutie, zien we recent weer een uitbreiding van een aantal soorten zoals bleek boomvorkje en schijfjesmos, niet alleen aan de kust maar ook in de rest van Vlaanderen.

Op zich heeft de beheerder geen directe invloed op de emissie van vervuilende stoffen, het beheer richt zich op de compensatie van de nadelige gevolgen ervan. Toch is het van belang om deze effecten zo goed mogelijk op te volgen, enerzijds als signaal naar de instanties bevoegd voor het milieubeleid en anderzijds als evaluatie van het gevoerde mitigerende beheer. We denken daarbij vooral aan de opvolging van de vegetatiesamenstelling en -structuur in permanente plots en van epifyten-gemeenschappen.

## 3. Een monitoringplan

### 3.1. Doelstelling

De globale doelstelling van de ecologische monitoring is het in kaart brengen van de biodiversiteit aan de Vlaamse kust. Dit zou optimaal moeten gebeuren op drie verschillende niveaus.

1) Vooreerst is er nood aan een globaal beeld van de biodiversiteit, dat niet noodzakelijk aan vooropgestelde normen of doelen moet worden getoetst. Dit moet ons toelaten om nieuwe trends te detecteren en hypothesen te formuleren omtrent de waargenomen fenomenen (basismonitoring). Zonder dergelijke component is een monitoringsysteem niet aangepast om in een sterk veranderend milieu te functioneren. En het kustlandschap is bijzonder dynamisch, zowel van nature als onder invloed van menselijk handelen. De Biologische waarderingskaart en de IFBL flora-inventarisatie zijn twee voorbeelden van natuur- meetinstrumenten waarvoor a priori geen echt specifieke doelstelling werd geformuleerd. Deze instrumenten kenden achteraf wel talloze toepassingen die op voorhand niet werden vermoed zoals de onderbouwing van het mestactieplan of de opmaak van Rode lijsten. Een globaal beeld van de biodiversiteit is onder meer ook wenselijk voor de samenstelling van het Kustkompas, de duurzaamheidsbarometer voor de kust waarin een set van indicatoren jaarlijks wordt besproken in functie van een geïntegreerd kustzonebeleid (Belpaeme & Maelfait 2005).

2) Een tweede niveau is de evaluatie van het gevoerde beheer aan de kust. In tegenstelling tot de eerste doelstelling is hier een duidelijker kader. Maar beheerevaluatie is bijzonder veelomvattend. Het komt er dus op aan om duidelijke keuzes te maken en prioriteiten te stellen in de monitoringvragen. Zo is het wenselijk om belangrijke beheermaatregelen zoals ontginning van struweel of begrazing grondig te evalueren ten opzichte van de 'niets doen' referentiesituatie. Met uitbreiding kunnen we het beheer beschouwen als een van de vele processen die een impact hebben op biodiversiteit, evenals bijvoorbeeld de uitbreiding van exoten of de depositie van vermestende stoffen. Het hoger geschetste beleidskader geeft hiervan een overzicht en vormt een basis voor prioriteitenstelling.

3) Tot slot willen we de resultaten van de monitoring gebruiken voor een gesynthetiseerde rapportage naar hogere beleidsniveaus. Dit voegt geen nieuwe elementen toe aan het monitoringsysteem maar vergt wel een methodiek om deze synthese op een efficiënte en gestandaardiseerde manier te kunnen maken. De belangrijkste doelstelling op dit niveau is de rapportage over de 'staat van instandhouding' van de habitattypen en soorten aangemeld in het kader van de Europese Habitat- en Vogelrichtlijn.

### 3.2. Strategie

Een belangrijk uitgangspunt in deze visie is de integratie van verschillende doelstellingen, zolang dit geen afbreuk doet aan de kwaliteit van de meetnetten. Horizontale integratie is het gebruik van een dataset voor verschillende doeleinden. Hoogtekaarten bijvoorbeeld zijn interessant voor opvolging van geomorfologie en kustveiligheid maar zijn ook belangrijk voor ecohydrologische evaluatie. Bij verticale integratie denken we aan de mogelijkheid tot rapportage op verschillende niveaus. Zo kan vanuit een gedetailleerde vegetatiekaart die voor beheerplanning wenselijk is, een meer grofschalige habitatkaart worden gedistilleerd die bruikbaar is voor de rapportage over Natura 2000 habitattypen in het kader van de habitatrichtlijn.

De uitbouw van een ecologisch meetnet gaat uit van de gestelde doelen maar moet ook rekening houden met de complexiteit van het systeem. De biodiversiteit aan onze kust bestaat uit naar schatting 20 000 soorten die elk via minder of meer complexe trofische en andere interacties met elkaar en/of met abiotische componenten van het systeem in relatie staan. Daarenboven vertoont

iedere soort op zich een grote genetische variabiliteit. Het spreekt vanzelf dat dergelijk systeem slechts via doorgedreven simplificaties kan worden voorgesteld en dat meten van biodiversiteit altijd een belangrijke keuze van te meten variabelen inhoudt. We kunnen die variabelen in drie categorieën of niveaus indelen.

1) Vooreerst kunnen we biodiversiteit rechtstreeks proberen te meten. Het is uiteraard niet haalbaar of zelfs relevant om alle soorten gedetailleerd in kaart te brengen en daarom maken we keuzes op vlak van informatie-inhoud (welke soorten? alle soorten van een bepaalde groep? indicatoren?), ruimtelijke nauwkeurigheid (puntlocaties? roostercellen?), meetfrequentie en steekproef (proefvlakken? integrale kartering?). In de praktijk bekijken we biodiversiteit doorgaans omgekeerd en gaat onze aandacht vooral naar verlies aan biodiversiteit door soorten die achteruitgaan of verdwijnen. Dit is het globaal idee van de Rode lijsten. We kunnen dus proberen om voor zoveel mogelijk taxonomische groepen de rode lijst- soorten in kaart te brengen en hun evolutie op te volgen. In de praktijk zal ook het slechts voor een beperkt aantal groepen haalbaar zijn om dit gebiedsdekkend en in detail uit te voeren, met name vooral voor broedvogels, vaatplanten en dagvlinders. Het gebruik van indicatoren of type soorten die representatief geacht worden voor een bepaalde ecologische groep, kan voor verschillende groepen een haalbaar substituuat vormen. Voor andere groepen zal de informatie noodgedwongen ofwel ruimtelijk minder gedetailleerd zijn (km<sup>2</sup>-hok bijvoorbeeld) ofwel via een steekproef worden bemonsterd. Een steekproefbenadering is echter weinig geschikt voor het opvolgen van zeldzame soorten gezien de geringe trefkans ervan.

2) Een tweede strategie omvat de kartering van habitatkwaliteit. Daarbij maken we de veronderstelling dat bepaalde habitatkenmerken gunstig zijn voor een soort of een groep van soorten. In de praktijk betreft dit veelal structuurkenmerken van de vegetatie zoals hoogte, het aandeel grassen, struweel of kale bodem, ... Die factoren spelen een belangrijke rol bij onder meer de voortplanting, voedselvoorziening en thermoregulatie van veel organismen. De inschatting van de staat van instandhouding (SVI) van habitats in het kader en de Habitatrichtlijn is hier grotendeels op gebaseerd (T'Jollyn et al. 2009). Maar voor soorten met een groter leefgebied vormen ook oppervlakte en configuratie van ecotooptypen in het landschap een maat voor de habitatkwaliteit.

3) Een derde categorie van variabelen heeft een indirecte impact op de biodiversiteit en moeten we als 'covariabelen' meenemen om de waargenomen patronen en dynamiek in de biodiversiteit te begrijpen en duiden. Zij zijn dus vooral van belang voor de evaluatie van de effecten op biodiversiteit van beheer en andere milieufactoren. Concreet betreft het grondgebruik (waaronder uiteraard natuurtechnisch beheer) en abiotische factoren zoals verstuiving, grondwaterhuishouding of bodemkarakteristieken.

Hieronder geven we een overzicht van de wenselijke gegevensinzameling op die drie niveaus: soorten, habitat (vegetatie) en abiotiek. Voor een globale inschatting van de habitatkwaliteit op het niveau van de Natura 2000 habitats vormen de criteria uit de LSVI (Lokale Staat Van Instandhouding) een goede basis (T'Jollyn et al. 2009). De variabelen zijn zo gekozen dat zij bij een eenmalig terreinbezoek kunnen ingeschat worden. Maar voor de beheerevaluatie is dit soms onvoldoende. Verder omvatten de LSVI-criteria vooral vegetatiekenmerken, wat een probleem vormt in plantenarme habitats zoals stuivende duinen.

### 3.3. Soorten

#### 3.3.1. Soorteninventarisatie

Voor veel taxonomische groepen worden verspreidingsgegevens bijgehouden door een centrale instantie (KBIN, Natuurpunt, INBO ...) en bewaard in een centrale databank. Tot voor kort werden waarneming doorgaans veralgemeend tot het voorkomen in 1x1, 4x4 of 5x5 km<sup>2</sup>-hokken. Voor de meeste diergroepen werd daarvoor de UTM projectie gebruikt; gegevens van planten, fungi en herpetofauna werden opgehangen aan het IFBL-raster in de Lambert72 projectie. De online beschikbaarheid van gedetailleerde luchtfoto's zoals bij Google- Earth heeft echter de ontwikkeling van meer gedetailleerde opslagsystemen van waarnemingen gestimuleerd. In Vlaanderen is dat vooral het door Natuurpunt beheerde systeem 'Waarnemingen.be'. Het principe van gegevensinzameling is daarbij wel enigszins veranderd en gebeurt veel meer volgens de interesse van de inventariseerder maar de gebruiksvriendelijkheid van het systeem heeft wel geleid tot een enorme toename van het aantal waarnemingen.

Het streefdoel van deze soortendatabanken is in eerste instantie een beeld te kunnen schetsen van de regionale verspreiding van elke soort (verspreidingsatlassen) en bij voldoende lange tijdsreeksen ook het berekenen van trends (voor o.m. Rode lijsten). Door het arbeidsintensieve karakter van dergelijke inventarisaties is het slechts haalbaar om samenvattende resultaten om de 10 tot 25 jaar te presenteren (respectievelijk bijvoorbeeld voor broedvogels en vaatplanten). Trendanalyses op basis van deze vaak heterogene datasets dienen ook met de nodige omzichtigheid te worden geïnterpreteerd. Voor lokale, gebiedsgerichte toepassingen is de temporele en ruimtelijke resolutie van deze waarnemingen meestal te beperkt en is een meer gedetailleerde inventarisatiestrategie gewenst. Anderzijds is het ook voor lokale evaluaties wenselijk om de waardering van de aanwezige soorten in een ruimere geografische context te bekijken (zoals bijvoorbeeld op niveau Vlaanderen).

Een professionele ondersteuning van de verschillende lokale, regionale en nationale werkgroepen kan het inventarisatie-enthousiasme van lokale vrijwilligers aanwakken maar vooral ook de standaardisatie van de waarnemingen verhogen. Hieronder verstaan we het beheer van databanken en het regelmatig leveren van feed- back onder de vorm van jaarrapporten, nieuwsbrieven, atlassen, ... Ook een verdere aanmoediging tot het (her)kennen van enkele minder bekende groepen, zoals dit momenteel door Natuurpunt gebeurt, is aangewezen. Vooral over minder bekende of lastig te determineren of inventariseren (en veelal ook soortenrijke) groepen zoals zwammen, slakken, vliegen, ... ontbreekt nog heel wat basisinformatie in verband met de verspreiding. Ook van enkele groepen met veel duinspecifieke taxa waaronder kevers en angeldragers (Zegers 2001) zijn momenteel in Vlaanderen slechts heel fragmentarische verspreidingsgegevens bekend. Een inhaalbeweging is hier meer dan welkom. Voor onder meer vaatplanten en mossen zijn ook nog veel historische gegevens voorhanden (in de literatuur bijvoorbeeld) waarvan de invoer in digitale databanken wenselijk is. Dit zal leiden tot een meer nauwkeurige interpretatie van voorkomen en trends bij kritische soorten.

Voor een zowel ruimtelijk gedetailleerde als gebiedsdekkende kartering is een selectie van 'aandachtssoorten' noodzakelijk (Provoost & Bonte 2004). Twee belangrijke uitgangspunten moeten daarbij gecombineerd worden: biodiversiteit (mate van bedreiging) en ecologische indicatiewaarde (specificiteit). Doorgaans hangt dit samen; algemene soorten vertonen vaak een geringe ecologische specificiteit. Soorten die opgenomen zijn in (inter)nationale en/of regionale surveys verdienen specifieke aandacht. Vanuit het natuurbeleid denken we in de eerste plaats aan de bijlage II-soorten van de Europese habitatrichtlijn. Bio-indicatoren worden opgevolgd in functie van een specifieke monitoring-doelstelling zoals verdroging, eutrofiëring, opwarming, ... Een belangrijk bijkomend criterium voor te karteren soorten is de herkenbaarheid van de soort.

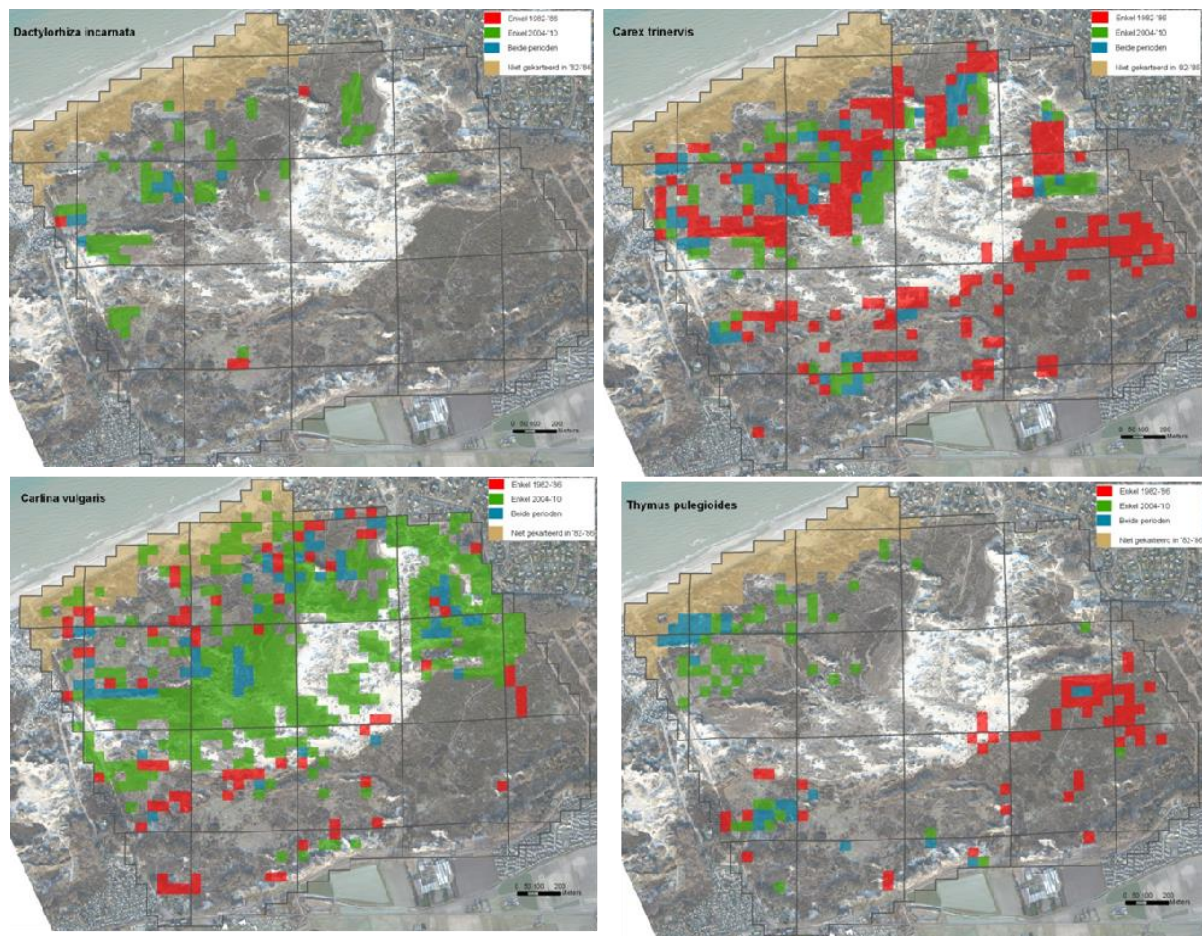
### 3.3.2. Flora

#### Streeplijsten:

Het is wenselijk om de volledige flora van de kust op te volgen aan de hand van streeplijsten per km<sup>2</sup> hok. Hiermee kunnen, met een herhalingsjijd van ca. 25 jaar, trends opgevolgd worden van bijvoorbeeld het aandeel aan exoten, de verhouding tussen soorten van open duin versus die van struweel en bos of het aandeel grondwaterafhankelijke soorten (cfr. Rappé et al. 1996). Voor beheerevaluatie is het ruimtelijke detail echter onvoldoende. Strepen is vooral vrijwilligerswerk maar ondersteuning is daarbij aangewezen.

#### Detailkartering aandachtssoorten:

Voor een selectie van aandachtssoorten onder de vaatplanten (Van Landuyt et al. 2004) wordt gestreefd naar een gedetailleerde gebiedsdekkende kartering. De kartering gebeurt aan de hand van punten of vlakjes waarbij een bepaling of inschatting van de populatiegrootte of -oppervlakte wordt gemaakt. Puntgegevens worden bij voorkeur met behulp van hand-GPS ingemeten. Tegenwoordig bedraagt de nauwkeurigheid van dergelijke toestellen gemiddeld ca. 2,5 m in open terrein. In beboste omgeving loopt deze fout op tot ca. 7 m. Populaties die in grote vlekken voorkomen zoals bijvoorbeeld bij *paddenrus* of *kleine ratelaar* vaak het geval is, worden als polygonen gekarteerd. De detailkartering wordt reeds een tiental jaar toegepast door medewerkers van het INBO en externen in het kader van diverse initiatieven.



Figuur 5. Trends in verspreiding van enkele aandachtssoorten in de Westhoek (Provoost et al. 2011).



Vooraf in het kader van PINK werden heel wat gegevens ingezameld. De databank omvat actueel (begin 2013) ca. 100 000 puntgegevens en enkele duizenden vlakken en de kartering van het volledige duingebied, inclusief slikken en schorren is mits een verdere projectmatige ondersteuning haalbaar binnen enkele jaren. De benodigde tijdsinvestering in duingebieden varieert tussen 0,25 en 5 ha per mensdag, afhankelijk van de aard van het terrein. In zeer soortenrijke vegetaties is het aangewezen om het veldwerk met twee personen te verrichten zodat iemand punten kan markeren en iemand kan noteren.

Een herhaling van dergelijke gebiedsdekkende kartering voor de volledige lijst van aandachtsoorten is wenselijk over een tijdsspanne van ca. 20 jaar. Voor een aantal ook in internationale context belangrijke soorten is een frequentere update van de toestand wenselijk. Het betreft *kruipend moerasscherm* (bijlage II), *weegbreefonteinkruid*, *honingorchis*, *gesteelde zoutmelde*, *fijn goudscherm*, *duingentiaan*, *drienervige zegge*, *dwergvlas* en *liggende asperge*. Met uitzondering van de laatste twee soorten betreft het soorten die opgenomen zijn in de lijst met prioritaire plantensoorten voor het Vlaams natuurbeleid, waarvoor een driejaarlijkse kartering wordt voorzien (Van Landuyt in prep.). De karteermethode is analoog met de hoger beschreven detailkartering. Enkel voor *drienervige zegge* wordt een ruwere methode voorgesteld die kan samengenomen worden met de habitatkartering, namelijk het inschatten van aan- of afwezigheid per habitatvlek.

De detailkartering is een zeer efficiënt en flexibel instrument voor botanische evaluatie van het beheer. Door het geografisch detail kunnen veranderingen in de flora opgevolgd worden in elke beheereenheid of in functie van verschillende terreinomstandigheden (figuur 5; Provoost et al. 2011). Trends in bijzondere plantensoorten blijken in de praktijk doorgaans hét belangrijkste criterium voor evaluatie van het beheer. Voor de Westhoek denken we bijvoorbeeld aan honingorchis, duingentiaan of gelobde maanvaren. Deze soorten kunnen omwille van hun zeldzaamheid onmogelijk aan de hand van PQ's worden opgevolgd. De kennis opgedaan bij de eerste karteerronde kan aangewend worden om de aanpak per gebied te optimaliseren. Kartering van *gewone vleugeltjesbloem* bijvoorbeeld kan in de Westhoek voortaan in grotere polygonen gebeuren terwijl in de aanpalende Krakeel- en Oosthoekduinen een puntsgewijze aanduiding wenselijk blijft omdat de soort er zeer zeldzaam is. Daarmee kan de inventarisatie-inspanning gevoelig worden verlaagd naar 1 tot 5 ha/dag. Het meest efficiënt is het samen karteren van flora en vegetatie (zie 3.4.4.)

### Strandtrajecten:

Om de populatiedynamiek van de efemere hoogstrandsoorten op te volgen, is een jaarlijkse kartering aangewezen. In 2007 werd daarom gestart met de kartering van 21 vaste strandtrajecten met een lengte van 500m die regelmatig verspreid liggen langs de kustlijn. Langsheen deze trajecten worden volgens de methode van de detailkartering alle vaatplanten in kaart gebracht. De kartering moet toelaten om de impact van het strandbeheer na te gaan en om de toestand van Natura 2000 habitatype 2110 embryonale duinen op te volgen. Naast de impact van strandsuppletie zijn daarbij vooral de zonatie van recreatie en strandreiniging van belang.

### 3.3.3. Blad- lever- en korstmossen

Deze organismengroep is fysiologisch sterk afhankelijk van regenwater en luchtvocht en zal dus anders op milieuomstandigheden reageren dan de vaatplanten. Het hoge soorten aantal en de vaak lastige determinaties maken het onderzoek naar deze groep niet gemakkelijk. Binnen het kustecosysteem is een gerichte opvolging van twee verschillende ecologische groepen wenselijk: terrestrische soorten en epifyten.

Een selectie van bijzondere terrestrische (korst)mossen zoals bijvoorbeeld *Thuidium abietinum*, *Pleurochaete squarosa*, *Rhodobryum rozeum*, *Coelocelon aculeatum* en *Diplochistes muscorum* kan ook volgens de methodiek van de detailkartering in kaart gebracht worden. Deze groep vormt een goede indicator voor rijpe, weinig gestoorde mosduinen en droge schrale graslanden. Voor

epifyten is een steekproef gewenst die verschillende forofyten (draagplanten) of andere substraten omvat. Epifytische mossen en korstmossen geven een goed beeld van de luchtkwaliteit, geïntegreerd over een langere periode (geen puntmetingen in de tijd). De meetpunten zouden dan ook best in een ruimer geografisch kader worden bekeken (bv. niveau Vlaanderen). Actueel gebeurt dergelijke opvolging in Vlaanderen nergens op systematische wijze.

#### 3.3.4. Fungi

Fungi vormen een bijzonder soortenrijke groep die fylogenetisch sterk verschilt van planten en dieren. Ecologisch sluiten fungi eerder aan bij de planten. Veel soorten vertonen bijvoorbeeld ook mycorrhiza's met plantenwortels. De vaak lastige determinaties en het onregelmatig verschijnen van vruchtlichamen bemoeilijken het onderzoek naar fungi. Toch verdient deze groep extra aandacht en is een vollediger beeld van de aanwezigheid van soorten op gebiedsniveau wenselijk. Hiervoor verdienen de vrijwilligersgroepen extra ondersteuning.

Zoals bij veel soortengroepen, vinden we de meest specifieke duinsoorten in de stuivende duinen. Gezien zeker in de landinwaarts gelegen variant van dit biotooptype relatief weinig aandachtsoorten van vaatplanten voorkomen, is een aanvulling van kwaliteitsindicatoren vanuit andere organismengroepen wenselijk. Voor fungi kan dit bijvoorbeeld een kartering zijn van soorten als *duinfranjehoed*, *duinstinkzwam*, *helmharpoenzwam*, *duinveldridderzwam*, *zandtulpje* en *zeeduinchampignon*.

#### 3.3.5. Zoogdieren

Bij de zoogdieren van de Vlaamse kustduinen zijn vooral de vleermuizen van regionaal belang. Alle soorten zijn opgenomen op bijlage IV en een aantal ook op bijlage II van de habitatrichtlijn. Systematische tellingen op de overwinteringsplaatsen is aangewezen. Dit is ook voorzien in het meetnet voor de Vlaamse prioritaire soorten (Onkelinx et al. In prep.). In de duinen zijn dit vooral bunkers die daartoe speciaal zijn ingericht. De tellingen gebeuren bij voorkeur tijdens de koudste winterperiode. Tellingen gebeuren al jaren door vrijwilligers. Ondersteuning is hierbij gewenst.

Verder verdient ook het *konijn* bijzondere aandacht gezien de functionele rol van het dier in het systeem. Systematische tellingen gebeuren actueel niet maar zijn aangewezen. Ten slotte is het ook wenselijk om de populatie regionaal zeldzame *eikelmuis* meer in detail op te volgen.

#### 3.3.6. (Broed)vogels

In Vlaanderen lopen drie vogelmonitoringprojecten die moeten toelaten zowel de algemene als de zeldzame soorten op te volgen. Binnen het project Bijzondere Broedvogels Vlaanderen (BBV) wordt gestreefd naar een integrale telling van de aantallen broedparen van een selectie van zeldzame vogelsoorten (Anselin et al. 2003). Voor het kustgebied zijn dit o.m. *tapuit*, *kuifleeuwerik*, *kluut*, *bontbekplevier* en *strandplevier*. Het project Algemene Broedvogels (ABV, Vermeersch et al. 2007) omvat een systeem van steekproefhokken waarbinnen op 6 locaties gedurende 15 minuten geluisterd wordt naar de aanwezige soorten. Aan de kust liggen 28 dergelijke hokken. De watervogeltellingen vormen een derde centraal georganiseerde vogelinventarisatie die vooral gericht is op overwinterende watervogels. Voor al deze projecten zijn vrijwilligersnetwerken opgezet die steun krijgen vanuit INBO en Natuurpunt. Ook de monitoring van de Vlaamse prioritaire soorten is hier op gebaseerd (Anselin et al. in prep.).

#### 3.3.7. Amfibieën en reptielen

Binnen de duinstreek bevinden zich ca. 300 poelen en open waters. Het is wenselijk om de amfibieën in een ruime selectie van deze poelen op regelmatige basis (20 jaar) te inventariseren. Daarbij kan in gebieden met veel poelen een selectie gemaakt worden zodat er in totaal nog zo'n 150 te inventariseren zijn. Hiervoor wordt best gewerkt met fuiken, volgens de methodiek van het poelenproject van HYL A, LIKONA en INBO (Colazzo et al. 2001, figuur 6). Binnen het PINK-project

werden alle poelen in de toen door ANB beheerde duinen in de periode 2007-2010 geïnventariseerd. Een verdere inventarisatie van de overige duinpoelen op korte termijn is wenselijk.

Als aandachtsoorten zijn *kamsalamander*, *rugstreeppad* en *boomkikker* van belang. Het zijn soorten die in bijlage IV (*kamsalamander* ook II) van de habitatrichtlijn zijn opgenomen en als prioritaire soorten voor het Vlaams natuurbeleid worden beschouwd. Voor het opvolgen van de populatiegrootte van deze soorten is een meetnet op niveau Vlaanderen in ontwikkeling (Bauwens & Speybroeck, in prep.). Het is wenselijk de bemonsteringslocaties uit dit meetnet aan de kust aan te vullen zodat ook kan worden geëvalueerd op het niveau van leefgebied of beheerplan. Het behoud of de ontwikkeling van duurzame populaties van deze drie amfibieënsoorten maakt namelijk stevast deel uit van de beheerplannen aan de kust. Opvolgen van deze beheerdoelen is dan ook aangewezen. In overeenstemming met het meetnetontwerp wordt voorgesteld om elke waterpartij eens in de drie jaar te bezoeken.



*Figuur 7. Inventarisatie van amfibieën met fuiken.*

Voor de opvolging van *rugstreeppad* en *boomkikker* is een regelmatige inschatting van de aantallen roepende mannetjes in poelen en duinpannen wenselijk (periode eind april tot begin juni). Hiervoor zijn terreinbezoeken op minstens drie verschillende dagen wenselijk gezien de sterke weersafhankelijkheid van de activiteit van de dieren. Tijdens de terreinbezoeken worden eveneens aantallen eiklommen (*boomkikker*) of -snoeren (*rugstreeppad*) ingeschat. Een vierde terreinbezoek in juni of juli waarbij larven worden geteld is noodzakelijk om een inschatting te kunnen maken van het voortplantingssucces.

Bij kamsalamander moet de populatiegrootte worden ingeschat via de klassieke poeleninventarisatie. Daarbij wordt elke poel twee keer met fuiken bemonsterd (adulten) in de periode april-mei. Het voortplantingssucces wordt ingeschat door tellingen van aantallen larven tijdens een derde terreinbezoek begin juli. Bij grotere populaties zoals in de duinen van De Panne kan een inschatting van het leefgebied worden gemaakt door een omhullende te trekken rond de poelen waarin de soort werd aangetroffen. Hier is frequente opvolging vooral aan de randen van dit gebied wenselijk.

*Levendbarende hagedis* is het enige inheemse reptiel aan onze kust. Gestandaardiseerde tellingen van deze soort zijn bijzonder moeilijk gezien de vaak verborgen levenswijze en de sterke weersafhankelijkheid van de activiteit van het dier. Het opvolgen van aanwezigheid per (deel)gebied is daarom een meer haalbaar streefdoel. De inventarisatie van deze soort kan gemakkelijk gecombineerd worden met ander terreinwerk zoals vegetatie- of florakartering.

### 3.3.8. Invertebraten

Voor de meeste invertebratengroepen is een puntsgewijze detailkartering niet zo relevant omwille van de mobiliteit van de organismen. Hier kan de aan- of afwezigheid binnen habitatvlekken worden opgevolgd. Voor duingraslanden, mosduinen en helmduinen kunnen tijdens de zomermaanden de aanwezigheid van *kleine parelmoervlinder*, *heivlinder*, *argusvlinder*, *blauwvleugelsprinkhaan* en *schavertje* gekarteerd worden. Deze laatste soort is minder gemakkelijk herkenbaar maar de populaties ervan zijn van regionaal belang. Een gelijkaardig protocol kan gevolgd worden voor enkele andere grote, herkenbare maar zeldzame invertebratensoorten zoals de *harkwesp* (*Bembix rostrata*), *bijenwolf* (*Trichodes apiarius*), *wolfsmelkpijlstaart* (*Hyles euphorbiae*), *duinwolfspin* (*Pardosa monticola*), *grote panterspin* (*Alopecosa fabrilis*), *zandkrabspin* (*Xysticus sabulosus*), en *gevlekte mierenleeuw* (*Euroleon noastras*). Kuiltjes van larven van deze laatste soort kunnen zelfs individueel gekarteerd worden. Een ca. 3-jaarlijkse herhaling van deze invertebratenkarteringen is aangewezen.

#### Dagvlinders

Systematische opvolging van dagvlinders gebeurt door het tellen van adulte individuen in vaste trajecten van 50m. De tellingen gebeuren binnen een denkbeeldige kooi 2,5 m links, 2,5 m rechts en 5 m voor de waarnemer terwijl er rustig door het traject wordt gelopen (van Swaay 2000). In het kader van PINK werden drie jaar na elkaar 15 routes gelopen met samen 211 trajecten. De praktijkervaring leert echter dat voor het opvolgen van vlinderroutes een grote mate van flexibiliteit vereist is om te kunnen inspelen op de weersomstandigheden.



Figuur 7. *Kleine parelmoervlinder*.

Er kan namelijk enkel bij zonnig weer en relatief weinig wind worden geteld, condities die aan de kust behoorlijk zeldzaam zijn. Het is daarom aangewezen om voor het opvolgen van vlinderroutes lokale vrijwilligers te vinden die hier tijd voor willen vrijmaken. Momenteel worden routes gelopen in de Krakeelduinen, Doornpanne en Zwinduinen. Voor de aandachtsoorten *kleine parelmoervlinder* (figuur 7), *heivlinder*, *argusvlinder* en *sleedoornpage* is een puntsgewijze kartering wenselijk zoals hierboven aangehaald. Heivlinder en argusvlinder behoren bovendien tot de prioritaire soorten voor het Vlaams natuurbeleid (Maes in prep.) en zullen op niveau Vlaanderen binnen een meetnet van vlinderroutes worden opgevolgd. In dit kader zijn twee transecten voor heivlinder aan de kust gepland.



## Sprinkhanen

Inventarisatie van sprinkhanen wordt bemoeilijkt door hun uiteenlopend gedrag. Veel soorten zijn op basis van hun zang te herkennen al is daarbij soms de hulp van een bat-detector noodzakelijk. Andere soorten zoals doorntjes of boomsprinkhaan maken geen herkenbare geluiden en hebben daarenboven een verborgen levenswijze. Hier zijn respectievelijk slepen en kloppen de aangewezen vangstechnieken. De verscheidenheid aan methoden en daarmee samenhangende trefkansen bemoeilijkt een gestandaardiseerde inventarisatie van de groep. In het kader van PINK werd een selectie van de vlindersecties op sprinkhanen geïnventariseerd via een combinatie van technieken. Voor een meer systematische opvolging van sprinkhanen is de wegvangstmethode (Van Veen & Zeegers 1993) bijzonder geschikt. In het kader van PINK werden 30 proefvlakken van 10x10m<sup>2</sup> geselecteerd waarbinnen de sprinkhanen volgens deze methode worden opgevolgd. Deze proefvlakken zijn gelegen rondom duingrasland- pq's zodat de link met vegetatie kan worden gelegd. Bedoeling is om veranderingen in graslandstructuur te kunnen relateren met veranderingen in sprinkhanenfauna. Een herhaling om de ca. 6 jaar is aangewezen.

Een bijzondere aandachtsoort aan de kust is *schavertje*, dat in Vlaanderen van slechts een handvol locaties bekend is. De populaties in Cabour (Adinkerke) en de Oostvoorduin (Oostduinkerke) verdienen dan ook een gedegen opvolging door puntsgewijze detailkartering.

## Libellen

Voor de inventarisatie van libellen vormen de poelen een geschikte, vooral eenduidige, karterbasis. Hiervoor wordt elke poel drie keer bezocht: eind mei/begin juni, half juli en eind augustus. Van elke waargenomen soort wordt het aantal individuen ingeschat en wordt aangegeven welke stadia werden aangetroffen (larven, exuviën, adulten...) conform de richtlijnen van de Libellenvereniging Vlaanderen. In het kader van PINK werden bijna alle poelen aan de kust volgens deze methode geïnventariseerd. Op een termijn van ca. 20 jaar is een opvolging van een (ruime) selectie van poelen wenselijk (cfr. amfibieën). Daarenboven is een jaarlijkse opvolging in een 20-tal voor libellen interessante poelen aangewezen om de korte-termijn veranderingen in de libellenfauna op te volgen, bijvoorbeeld in functie van klimaatwijziging. Ook voor de populatie van *variabele waterjuffer* is jaarlijkse opvolging wenselijk. Dit is de enige voor het Vlaams natuurbeleid prioritaire soort die ook aan de kust een kleine populatie heeft (De Knijf in prep.). De soort werd onder meer waargenomen in de Markeyputten in Adinkerke en in de Doolaeg in Oostduinkerke.

## Landslakken

Slakken vormen een relatief weinig bekende groep maar omvatten wel een aantal soorten die van internationaal belang zijn. Het betreft *nauwe korfslak* (figuur 8), *zeggenkorfslak* (beiden bijlage II habitatrichtlijn) en *rode barnsteenslak* (IUCN Red list). Deze soorten kunnen als prioritair voor het Vlaams natuurbeleid worden beschouwd. Het *vergeten schorshorentje* (*Balea heydeni*) is een soort met een beperkte verspreiding langsheen de Atlantische kusten maar de status ervan is momenteel onvoldoende gekend (Gittenberger et al. 2006). Deze soort werd binnen Vlaanderen tot nu toe enkel aangetroffen in het Calmeynbos in De Panne en het Koningsbos in Knokke en verdient daarom verdere opvolging.



Figuur 8. *Nauwe korfslak*.



Voor de korfslakken zal een meetnet op niveau Vlaanderen uitgewerkt voorafgegaan door een inhaalslag om de verspreiding van de soorten beter in kaart te brengen (Packet in prep.). Het meetnet omvat vaste punten waarrond binnen een proefcirkel dieren worden gezocht. Daarenboven worden strooiselstalen genomen die na drogen en zeven worden uitgeplozen op slakken. Voor *nauwe korfslak* zal het meetnet eveneens toelaten om uitspraken te doen op het niveau van de kust gezien de soort binnen Vlaanderen nagenoeg beperkt is tot de kust. *Zeggenkorfslak* werd aan de kust enkel in het Hannecartbos waargenomen zodat deze locatie zeker dient bemonsterd te worden. Daarenboven is ook de opvolging van de populatie *vergeten schorshorentje* (zie hoger) en *rode barnsteenslak* wenselijk. Gezien er ook van deze laatste soort slechts twee recente vindplaatsen bekend zijn (Westhoek en Ter Yde) zal de extra inspanning hiervoor beperkt zijn.

## Overige invertebraten

Het betrekken van overige invertebratengroepen in de beheerevaluatie zou sterk kunnen bijdragen tot de kwaliteit ervan maar in de praktijk is dit slechts in beperkte mate haalbaar. Hier is gericht ecologisch onderzoek meer aangewezen waarbij de resultaten veralgemeend worden naar het hele kustgebied.

## 3.4. Vegetatie

### 3.4.1. Algemeen

De structuur en soortensamenstelling van de vegetatie is bijzonder variabel. Om er een voldoende nauwkeurig beeld van te krijgen, is het aangewezen om op verschillende schaalniveaus te werken. Enerzijds kunnen soortensamenstelling en detailstructuur worden opgevolgd binnen een steekproef van relatief kleine proefvlakken (permanente kwadraten bijvoorbeeld, zie 3.4.5). Anderzijds kan een reeks van vegetatietypen gebiedsdekkend in kaart gebracht worden. De kartering van (grotendeels uit vegetatiekenmerken afgeleide) ecotooptypen is een courant gehanteerde methode om natuurgebieden globaal ecologisch te beschrijven. Ook worden veel beheerdoelstellingen vertaald in een bepaald ecotoop- of habitat(doel)type.

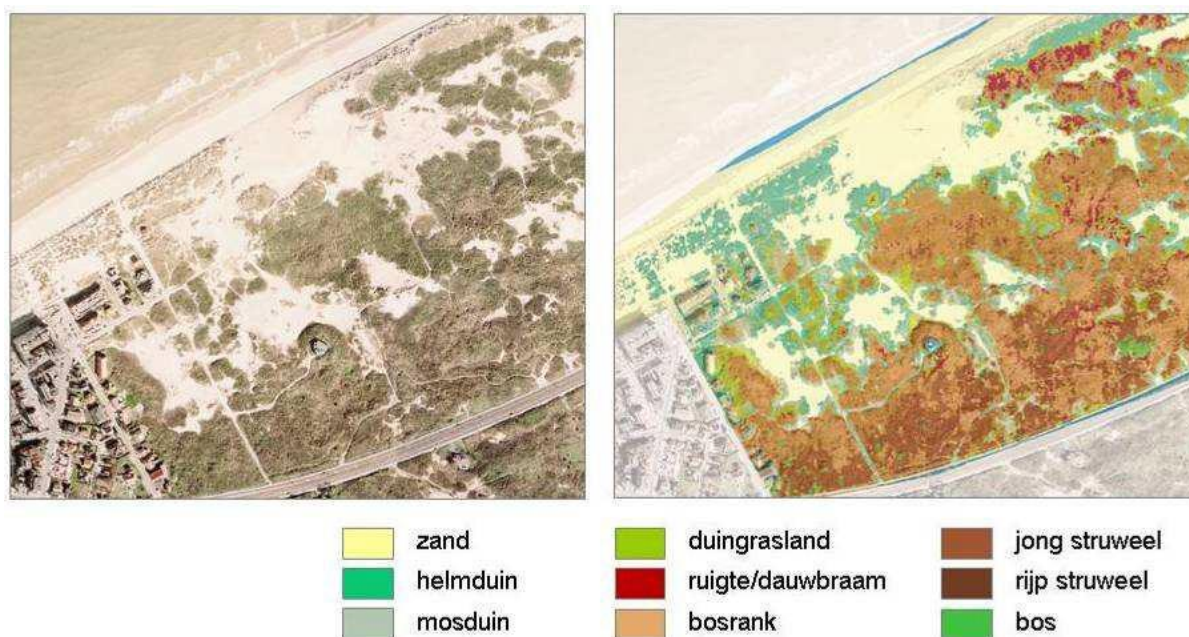
De meest voor de hand liggende methode voor het karteren van ecotooptypen is visuele luchtfoto-interpretatie in combinatie met verificatie op het terrein. Daarbij moeten we rekening houden met een aantal (potentiële) onnauwkeurigheden. Enerzijds maken we geografische fouten die verband houden met beeldresolutie, schaal en karteertechniek. Anderzijds is de definitie en herkenning van ecotooptypen zeer subjectief wat eveneens aanleiding geeft tot onnauwkeurigheden. Vooral bij het karteren van gradiënten worden we daarmee geconfronteerd. De moeilijkheden manifesteren zich bij het bepalen van trends uit opeenvolgende karteringen waarbij we het onderscheid moeten maken tussen reële veranderingen en fouten gerelateerd aan de karteermethode. Bij sterke landschappelijke veranderingen is dit probleem beperkt maar snelle veranderingen vergen een frequente kartering wat dan weer een belangrijke budgettaire weerslag heeft. In dit geval kan digitale beeldverwerking een oplossing bieden, zij het niet zonder toegevingen op het vlak van inhoudelijk detail. We pleiten daarom voor een gecombineerde strategie waarbij ingespeeld wordt op de trade-off tussen temporele en inhoudelijke resolutie: enerzijds een frequente maar eerder ruwe kartering via remote sensing en anderzijds een inhoudelijk gedetailleerde manuele kartering met een veel langere retourperiode.

### 3.4.2. Kartering van dynamische duinen via spectrale luchtopnamen

De belangrijkste vegetatietypen van de dynamische duinen (helmduinen, mosduin, droog grasland, pioniervegetatie en struweel) kunnen met vrij hoge betrouwbaarheid in kaart gebracht worden via beeldverwerking van digitale luchtopnamen (figuur 9). Daarvoor zijn multispectrale beelden vereist, met banden in het visueel en het nabij-infrarood bereik.

De meest courant gebruikte beelden die hieraan beantwoorden zijn false colour-NIR opnamen die tegenwoordig met behulp van een digitale multispectrale camera worden verworven. Deze beelden kunnen een zeer hoge ruimtelijke resolutie bereiken (ca. 10 cm) en vormen daarmee los van mogelijke beeldverwerkingstoepassingen een bruikbaar hulpmiddel bij diverse aspecten van de beheerplanning. False colour beelden die via satellieten worden gemaakt, zijn iets beperkter qua ruimtelijke resolutie maar halen panchromatisch tegenwoordig toch al minder dan 0,5 m. Een afweging van de voor- en nadelen van beelden gemaakt vanuit vliegtuig, drone of satelliet werd nog niet gemaakt maar is sterk aan te bevelen. Ten slotte kan ook gebruik gemaakt worden van hyperspectrale luchtopnamen waarbij een groot aantal fijne spectrale banden wordt opgenomen. Hiermee kan een iets grotere spectrale scheidbaarheid van vegetatietypen worden bekomen maar de beelden zijn duur in aanschaf en verwerking en door hun grovere ruimtelijke resolutie moeilijk nauwkeurig te georefereren.

Het gebruik van beeldverwerkingstechnieken is relatief weinig arbeidsintensief en maakt daarmee een hogere karterfrequentie mogelijk. Proefprojecten hebben aangetoond dat de kartering van kaal zand, een aantal belangrijke vegetatietypen en graduele overgangen daartussen (via spectrale ontmenging) haalbaar is met een hoog ruimtelijk detail. Het is daarmee technisch haalbaar om de kwaliteit van de driejaarlijkse duinvegetatiekartering die in functie van de stabiliteit van de zeevering worden opgemaakt, te evenaren (Deronde et al. 2008). Nader onderzoek moet uitwijzen of die frequentie optimaal is in relatie tot informatiewinst versus investering (zo ook voor de hoogtekarten).



*Figuur 9. Automatische beeldclassificatie op basis van false colour luchtopnamen.*

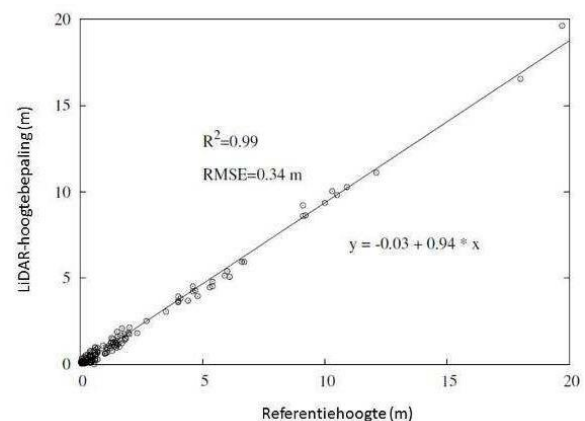
Het belangrijkste nadeel van beeldverwerking is het beperkte inhoudelijke detail. Het onderscheidingsvermogen ligt vooral in de lage en open vegetaties; opgaande kruidachtige vegetaties en struwelen zijn spectraal moeilijk te onderscheiden. Binnen de slikken en schorren gelden vergelijkbare voor- en nadelen. Ook hier is het mogelijk om een algemeen beeld te krijgen van de vegetatiestructuur maar is het aantal onderscheidbare typen beperkt. De technieken zijn reeds uitgebreid onderzocht (zie o.m. Kissiyar et al. 2005; Provoost et al. 2005; Droesen 1998) maar dit heeft nog niet geleid tot de opzet van een operationeel systeem.

Het ijken van de beeldverwerking vergt de opname van nauwkeurig gelokaliseerde 'ground truth' of referentie-vegetatietypen op het terrein. Bomen, struwelen of urbane oppervlakten kunnen bij opeenvolgende karteringen hergebruikt worden, voor snel veranderende pioniervegetaties is telkens een nieuwe opnamecampagne noodzakelijk.

### 3.4.3. Vegetatiestructuur karteren via LiDAR

Recent onderzoek toont aan dat vegetatiehoogte behoorlijk accuraat in kaart kan gebracht worden met behulp van hoge densiteits LiDAR (figuur 10, Kempeneers et al. 2009.). Het bepalen van de vegetatiehoogte is gebaseerd op het hoogteverschil tussen meetpunten die doorheen de vegetatie het maaiveld bereiken en meetpunten aan de bovenkant van de vegetatie ('top of canopy'). De fout op een individuele LiDAR-punthoogtemeting bedraagt ca. 7cm. Bijkomende fouten worden gegenereerd door verschillen tussen vegetatietypen in doorlatendheid voor de laserstraal en de al dan scherpe aflijning van de 'top of canopy'.

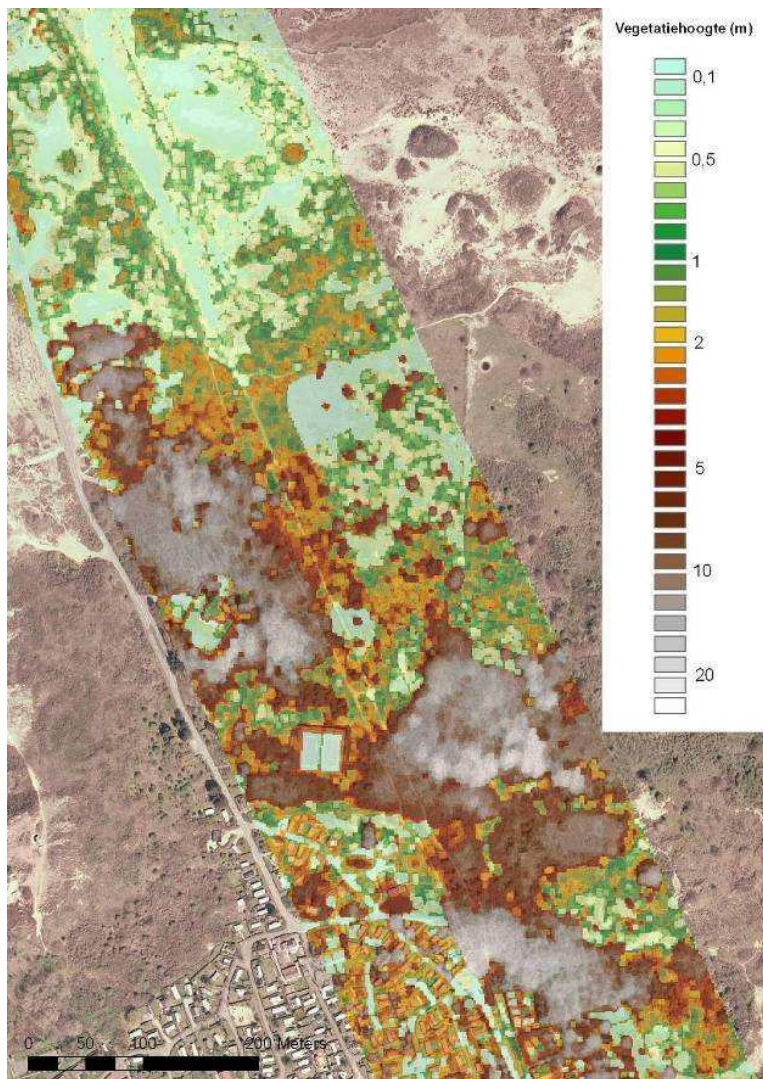
Daarenboven moet een onderscheid gemaakt worden tussen hoogteverschillen veroorzaakt door enerzijds vegetatie en anderzijds reliëf. Zeker in duingebieden is dit bijzonder relevant. Deze laatste bron van fouten kan grotendeels vermeden worden door eerst een nauwkeurig digitaal terreinmodel op te maken aan de hand van de grondpunten. Zo'n model kan, indien grondwatergegevens voorhanden zijn, ook de basis vormen van een bodemvochtigheidskaart; een belangrijke gegevenslaag bij het meer gedetailleerd karteren van ecotooptypen. Verder zijn de vliegperiode en uiteraard de puntendichtheid van groot belang. Het is aangewezen geen opname te maken bij volle ontwikkeling van de vegetatie. Onderzoek op een proefstrook in het Westhoekreservaat leert ons dat bij een puntendichtheid van ca. 10 punten/m<sup>2</sup> een fout van ongeveer 20 cm kan worden gehaald.



*Figuur 10. Validatie in verschillende hoogteklassen van vegetatiehoogtebepaling met LiDAR (Kempeneers et al. 2009).*

Een vegetatiehoogtemodel zoals voorgesteld in figuur 11, levert op een relatief eenvoudige maar vooral sterk gestandaardiseerde manier bijzonder gedetailleerde informatie over de vegetatiestructuur. Hieruit kunnen dan weer afgeleide variabelen worden bepaald zoals de koolstofvoorraad in het systeem of de impact van begrazing. Deze informatie is vooral relevant voor opgaande vegetatie zoals ruigte, struweel en bos. Bij een vegetatiehoogte kleiner dan ca. 20 cm wordt de relatieve fout te groot en kunnen we dus ook geen onderscheid meer maken tussen wel en niet begroeide terreindelen (figuur 10). Maar net binnen deze vegetatiehoogte, die de gradiënt van kale bodem naar een dicht kort vegetatiedek omvat, heeft spectrale informatie een sterk onderscheidend vermogen (zie hierboven). LiDAR en spectrale luchtopnames leveren dus sterk complementaire informatie. Een combinatie van beide technieken laat ons toe om geautomatiseerd zowel ruimtelijk als inhoudelijk vrij gedetailleerde vegetatiestructuurkaarten van de duinen te maken. In combinatie met een grondwatermodel gaat dergelijke kartering al in de richting van een volwaardige ecotopenkartering. Toch blijft het inhoudelijk detail beperkt en zouden bijvoorbeeld de ecotooptypen uit de Habitatrichtlijn niet met voldoende nauwkeurigheid in kaart kunnen gebracht worden. Hiervoor is er een te grote spectrale verwarring tussen typen met een gelijkaardige vegetatiestructuur zoals bijvoorbeeld embryonale duinen en helmduinen of duindoorn- en kruipwilgstruweel. Daarenboven zijn geleidelijke ruimtelijke overgangen tussen elkaar in de successie opvolgende typen verantwoordelijk voor grote foutenmarges.





Figuur 11. Vegetatiehoogtebepaling op basis van hoge dichtheid LiDAR. Proefstrook in het VNR De Westhoek langsheen de Franse grens.

#### 3.4.4. Gedetailleerde ecotopenkartering

Een ecotoop is een ruimtelijk min of meer homogene landschapseenheid gekenmerkt door bepaalde abiotische factoren en levensgemeenschappen. In de praktijk vormt de vegetatie de belangrijkste parameter voor het bepalen van ecotooptypen. Zo zijn bijvoorbeeld de karteereenheden van de Biologische Waarderingskaart en de habitattypen van de Europese Habitatrichtlijn in essentie op vegetatieklassen gebaseerd.

In het kader van het PINK project werd een typologie uitgewerkt voor het karteren van ecotooptypen in de duinen, slikken en schorren waarbij zowel met structuur als soortensamenstelling rekening wordt gehouden (Provoost et al. 2010). Deze typologie bouwt verder op de duinkarteermethode die werd uitgewerkt door Marc Leten voor de kartering van de Doornpanne (Kuijken et al. 1993). Om tegemoet te komen aan de complexiteit van de vegetatie in de duinen, gaat de typologie uit van een aantal 'componenten' die afzonderlijk of in bepaalde combinatie kunnen voorkomen. Een voorbeeld van een dergelijke component is de groep van zandfixerende grassen en schijngrassen waarvan helm de belangrijkste vertegenwoordiger is. Deze component wordt voorgesteld door letter a van *Ammophila arenaria*. Ook *kruipwilg* (s), *duinroosje*

(i), *duindoorn* (h) en *groot duinsterretje* (t) zijn voorbeelden van soorten die een dominante plaats in de vegetatie kunnen innemen en daarmee een eigen letter krijgen in de typologie. Andere componenten bestaan uit een karakteristieke combinatie van soorten en vinden we bijvoorbeeld in natte duinvalleien, droge duingraslanden of ruigtes. Tot slot vormt ook kaal zand een belangrijk element in de ecooptypologie.

De hoofdcode bestaat uit één component of een combinatie van een beperkt aantal dergelijke elementen. De code **oat** bijvoorbeeld staat voor een open vegetatie met zandfixeerderelementen van mosduin (de t is afgeleid van *Tortula*). Ook worden tot maximaal drie (sub)dominante soorten expliciet vermeld. Bij de kartering wordt een ruimtelijk gedetailleerd beeld nagestreefd met een zo eenduidig mogelijke inhoud. Er wordt gezocht naar homogene ruimtelijke eenheden waaraan een relatief eenvoudige karteereenheid kan worden toegekend die wordt gekozen uit een vaste set van ca. 300 eenheden. De minimale karteereenheid is hierdoor klein (ca. 10 m<sup>2</sup>) maar op deze manier wordt de onzekerheid beperkt bij het analyseren van veranderingen. Deze typologie werd reeds toegepast op een aantal gebieden waaronder de Westhoek in De Panne (figuur 12). In totaal zijn actueel (begin 2014) ca. 500 ha duinen in kaart gebracht, ongeveer 1/6 van de totale oppervlakte. Het is wenselijk dat er een homogene ecotopenkaart wordt opgemaakt voor de gehele kust met een herhaling van 20 tot 25 jaar. Bij drastische veranderingen zoals bijvoorbeeld ontbossingen, ontstruwelingen of afgravingen kunnen tussentijdse aanpassing worden gemaakt. In ieder geval is een 12-jaarlijkse update belangrijk voor de rapportage in het kader van de habitatrichtlijn.

Een belangrijk hulpmiddel bij de opmaak van de kaarten is een digitale (false colour) luchtfoto met een grondresolutie van ca. 20 cm. False colour maakt een sterke differentiatie mogelijk in voor vegetatiekartering relevante fotomorfe eenheden. Dit wordt bepaald door de sterk uiteenlopende reflectantie van mosduin, kort grasland, struweel, bos en uiteraard kaal zand maar ook door de kenmerkende textuur van het beeld. Per terreindag kunnen 5-10 ha in kaart gebracht worden, afhankelijk van de aard van het terrein. Digitalisatie vergt een extra dag per ca. 20 ha. Het is echter handig om de vegetatiekartering te combineren met een detailkartering van aandachtsoorten (zie hoger) omdat toch het hele terrein wordt doorlopen.

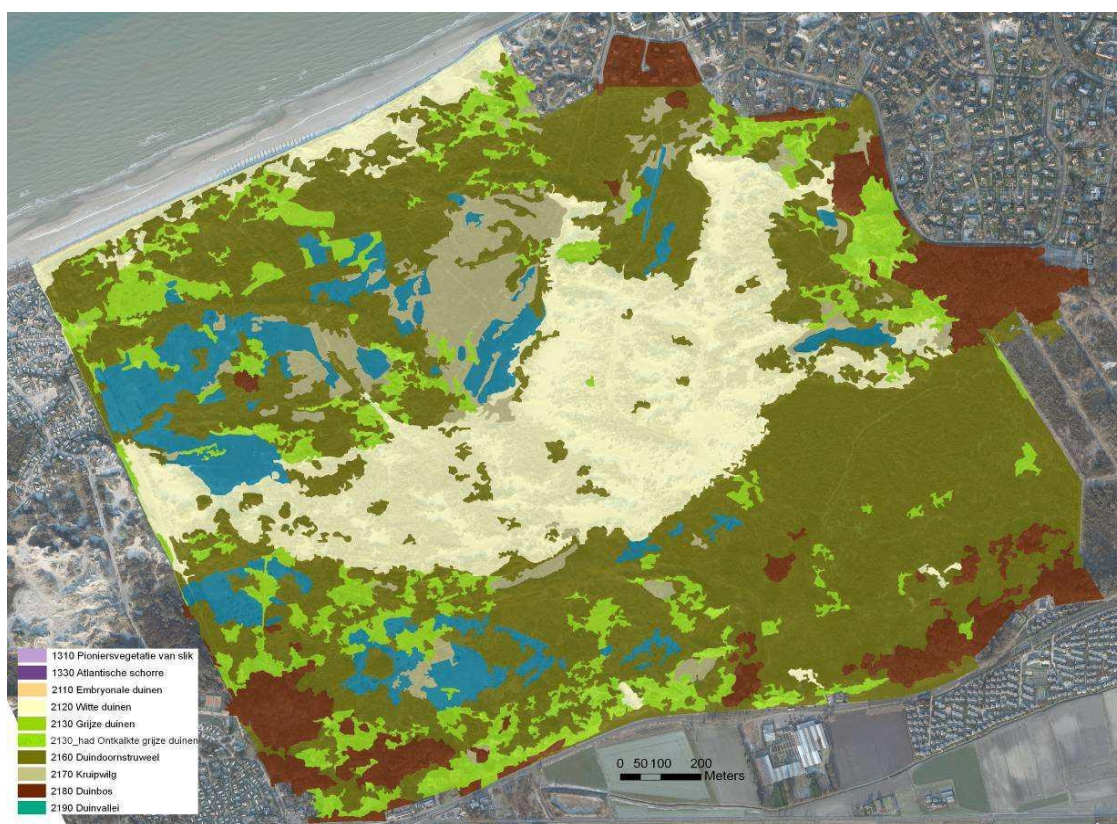
De ecotopenkaart heeft diverse toepassings- mogelijkheden. Vooreerst vormt zij een inventaris, als het ware de boekhouding van de ecotooptypen aan de kust. Maar deze inventaris is ook ruimtelijk expliciet waardoor zij kan worden gebruikt voor een gedetailleerde planning en evaluatie van het beheer. Dit detail is onder meer noodzakelijk voor de opvolging van de effecten van het begrazingsbeheer. Aan de hand van de vegetatiekaart is het ook mogelijk om factoren op landschapsschaal in de beheerplanning en -evaluatie te betrekken. Zo vormt de kaart bijvoorbeeld een geschikte basis voor habitatmodellen voor diersoorten met een groter leefgebied en kan de ecologische connectiviteit van habitatvlekken worden geanalyseerd.

Verder kunnen er kaarten op een hoger ruimtelijk schaalniveau uit worden afgeleid door de eenheden op een gestandaardiseerde manier te groeperen. De belangrijkste toepassing hiervan is de kartering van de Europese Natura2000 habitattypen maar er kan bijvoorbeeld ook een BioHab-conforme kaart uit worden afgeleid (Bunce et al. 2005). Het aggregeren op basis van meer gedetailleerde gegevens heeft als belangrijk voordeel dat de oorspronkelijke geografische nauwkeurigheid behouden blijft waardoor oppervlaktes en trends nauwkeuriger worden ingeschat. Een tweede voordeel is de hiërarchische opbouw van de kaart waarbij ieder habitat-polygoon de informatie van de meer gedetailleerde vegetatiekaart omvat. Hierdoor kan naast aanduiding van het habitatype ook een uitspraak gedaan worden over de kwaliteit ervan, bijvoorbeeld via het aandeel aan sterk grazige vegetatie, ruigte of struweel. In het kader van PINK werden tabellen opgesteld om de code eenduidig naar habitattypes en -kwaliteit te vertalen (Provoost et al. 2010, figuur 13).





*Figuur 12. Gedetailleerde vegetatiekaart van de Westhoek (2010) volgens de vegetatietypologie van PINK.*



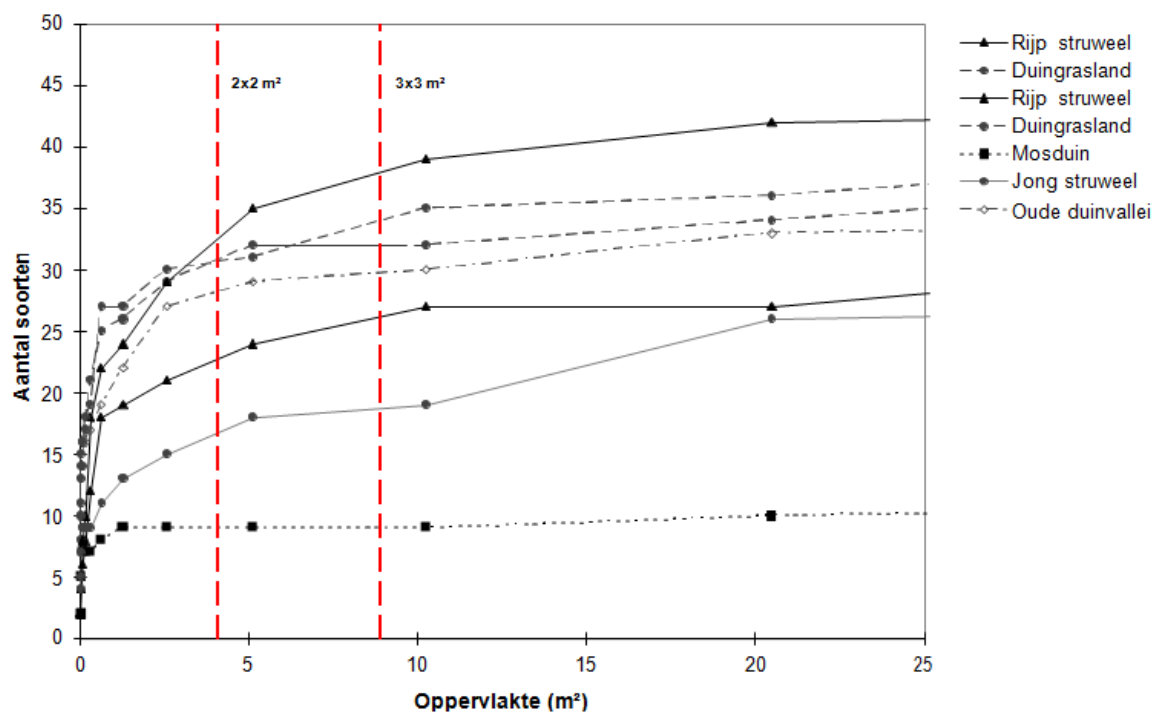
*Figuur 13. Natura2000 habitattypen in de Westhoek (2010), afgeleid uit de vegetatiekaart in figuur 12.*

Tot slot vormt de kaart een basisdocument voor onderzoek naar vegetatiedynamiek aan de kust. Zoals hoger vermeld vormt de verandering in de vegetatie één van de belangrijkste factoren voor de verschuivingen in de biodiversiteit van de voorbije decennia. Een beter inzicht in de onderliggende processen maakt een efficiënter beheer van de duinen mogelijk.

### 3.4.5. Permanente kwadraten (PQ)

Gedetailleerde opvolging van de samenstelling van de vegetatie gebeurt doorgaans aan de hand van permanent vastgelegde proefvlakken (E.: permanent quadrat of pq). Hieruit kunnen we trends afleiden in vegetatiekenmerken die de kwaliteit van habitat types bepalen zoals mate van vergrassing, aandeel aan exoten, enz ... Het gebruik van vaste proefvlakken zorgt voor een onderschatting van de globale interne variatie in de vegetatiesamenstelling maar zal anderzijds het signaal van veranderingen in de vegetatie duidelijker naar voor doen komen (Bakker et al. 1996). Het is dat laatste wat ons in eerste instantie interesseert.

Het aantal pq's vormt vaak de limiterende factor in de bemonsteringsstrategie; het opnemen van de plots is namelijk arbeidsintensief. De grootte van de proefvlakken bepaalt dan weer de ruimtelijke resolutie en daarmee samenhangend de precisie waarmee veranderingen in abundantie (of vegetatiebedekking) kunnen gedetecteerd worden. In kleine proefvlakken (tot ca. 10 m<sup>2</sup>) kunnen bedekkingen vrij nauwkeurig worden ingeschat met de tiendelige Londo- schaal (Schaminée et al. 1995). Om een representatief beeld te krijgen van de totale variatie in de vegetatie van een gebied is echter een groot aantal van dergelijke proefvlakken nodig. Het is daarom praktisch niet haalbaar om binnen elk afzonderlijk duingebied uitspraken te doen over veranderingen in vegetatiesamenstelling aan de hand van dergelijke pq's. Daarom wordt één enkele pq- reeks voor de hele duincoregio (of Speciale Beschermingszone) voorzien.



Figuur 14. Soort-oppervlaktecurven (vaatplanten en mossen) voor verschillende duinvegetatietypen.

In het kader van het PINK-project werden binnen de duingebieden 280 pq's van 3x3 m<sup>2</sup> op het terrein gemarkeerd en een eerste keer opgenomen. Van elk proefvlak werd ook een foto genomen. De grootte van de proefvlakken is ingegeven door een reeks soort-oppervlakte-curven voor verschillende vegetatietypen uit de duinen (figuur 14). De optimale oppervlakte voor vegetatieproefvlakken is in principe afhankelijk van het vegetatietype maar gezien de vegetatie binnen permanente proefvlakken na verloop van tijd van type kan veranderen werd gekozen voor een vaste oppervlakte. Dit maakt de proefvlakken onderling ook beter vergelijkbaar, bijvoorbeeld qua soortenaantallen. Uit figuur 14 leiden we af dat opnames van 2x2m<sup>2</sup> vooral voor de struwelen een onverzadigd beeld geven van de soortensamenstelling.

De proefvlakken liggen verspreid over de verschillende duinlandschapstypen (jong-oud, droog-nat, zuur-kalkrijk, open-gesloten) en beheervormen. Opvolging ervan moet ons toelaten veranderingen in structuur en soortensamenstelling van de vegetatie vast te stellen en dit in verband te brengen met natuurtechnisch beheer of overige processen. Dit is het niveau waarop bijvoorbeeld vergrassing, vermossing of verruiging het best kunnen worden opgevolgd. Het is dan ook de methodiek die naar voor wordt geschoven om de habitatkwaliteit te evalueren in functie van de rapportage over de Staat Van Instandhouding (SVI) van Natura 2000-habitattypen 'met uitzondering van de embryonale duinen (2110) en stuifduinen (2120). Hiervoor is een verdere uitbreiding van het pq-netwerk nodig tot in totaal ca. 800 proefvlakken.

Wat betreft beheerevaluatie moeten we ons bij het gebruik van permanente kwadraten beperken tot enkele concrete vragen zodat we over een voldoende grote steekproef per factorniveau kunnen beschikken. Het aantal varianten aan beheervormen is veel te groot om ze allemaal te gaan beschouwen. We concentreren ons daarom op volgende combinaties van ecotooptype en beheervorm:

→ Duinvallei en duingrasland: begrazing versus maaien

→ Mosduin, struweel en bos: begrazing versus niets doen

Voor de Natura 2000 monitoring van de habitatkwaliteit wordt een meetcyclus van 12 jaar naar voor geschoven. Het is echter wenselijk om voor de beheerevaluatie van mosduinen, duingraslanden en duinvalleien een deelset van 180 opnames (30 opnames per combinatie van type en beheervorm) met een hogere frequente op te nemen (6-jaarlijks). In deze types kunnen onder invloed van het beheer namelijk snellere veranderingen verwacht worden. Daarmee komt de werklust in totaal op 82 opnames per jaar.

Het vastleggen van permanente plots is praktisch onmogelijk in dynamische gebieden zoals embryonale duinen en stuifduinen, (groene) stranden en slikken. Voor het inschatten van de habitatkwaliteit in stuifduinen is het aangewezen gebruik te maken van de vegetatiekaarten (via remote sensing) en detailkartering van aandachtsoorten van zowel flora (blauwe zeedistel en zeewinde bijvoorbeeld) als fauna (zoals *heivlinder* en *harkwesp*). In de zilte gedeelten van de IJzermonding en de Baai van Heist wordt daarom gewerkt met vast gemarkeerde transecten waarlangs op vastgelegde afstand opnames worden gemaakt. In de IJzermonding werden 13 transecten uitgezet in 2001 in het kader van de monitoring van het natuurherstel (MONAIJ-project) en de proefvlakken worden tweejaarlijks opgenomen. In de Baai van Heist worden twee transecten eveneens tweejaarlijks opgenomen sedert 1996. Ook voor het Zwin werden dergelijke transecten uitgezet maar hier werd geopteerd voor 21 kortere transectjes die op duidelijke hoogtegradiënten gelegen zijn. De opnames in de zilte gebieden zijn kleiner (2x2 m<sup>2</sup>) omdat hier slechts een beperkt aantal vegetatietypen met kleiner minimumareaal voorkomt.

### 3.4.6. Vegetatie van poelen

Een laatste aandachtspunt vormt de vegetatie van poelen en andere kleine waterpartijen. Gezien de bijzondere waarden van deze vegetaties (o.m. de kranswieren) en de relatief geringe oppervlakte die zij beslaan, is een specifieke opvolging ervan wenselijk. Onder andere binnen het



PINK-project werd sedert 2007 een vegetatieopname gemaakt van de meeste poelen in de duinen. Een regelmatige herhaling van (een ruime steekproef van) deze opnames is wenselijk, bijvoorbeeld elke 20 jaar (cfr. amfibieën en libellen). Daarbij is ook een fysicochemische analyse van de waterkwaliteit aangewezen.

## **3.5. Abiotiek**

### *3.5.1. Algemene milieufactoren*

#### **Beheerdatabank**

Het overzicht van alle natuurtechnische ingrepen en voor zover mogelijk ook andere rechtstreekse menselijke invloeden op het ecosysteem vormt essentiële informatie bij elke vorm van biodiversiteitsmonitoring. Details over de plaats of ruimtelijke omvang, het tijdstip, de frequentie en de aard van de ingreep dienen in een geografische beheerdatabank te worden bewaard. Een aantal kritische soorten is voor hun overleven in Vlaanderen afhankelijk van een actief natuurbeheer. De opvolging van deze taxa staat daarmee in direct verband met de opvolging van het beheer zelf. Dergelijke inventarisatie maakt het verder ook mogelijk om vlot kosten/batenanalyses te maken van de ingrepen en daarmee de efficiëntie van het beheer (de dagelijkse werking) te evalueren.

Het is niet de bedoeling om voor de kust een afzonderlijk systeem te ontwikkelen. Wel moet er naar worden gestreefd om alle informatie over het beheer in hetzelfde systeem onder te brengen. Binnen het ANB is een beheerdatabank in uitbouw en het is dan ook aangewezen om dit systeem te gebruiken.

#### **Meteorologie, lucht- en waterkwaliteit**

Meteorologische waarnemingen gebeuren dagelijks in diverse meetstations aan onze kust (o.m. Koksijde en Zeebrugge). Neerslag, temperatuur, luchtvochtigheid en windregime zijn ecologisch de meest relevante parameters. Fluctuaties op korte termijn zijn bijvoorbeeld relevant bij de interpretatie van populatieschommelingen waargenomen in permanente plots. Bij lange termijn trends denken we vooral aan de gestage temperatuurstijging van de voorbije decennia.

De Vlaamse Milieumaatschappij stelde een meetnet op punt voor de opvolging van atmosferische depositie (VMM 2011). Het enige depositiemeetpunt in de duinen is gelegen in de Doornpanne te Koksijde. Hoewel een eventueel vermestend of verzurend effect van atmosferische depositie in de duinen niet onweerlegbaar kan aangetoond worden, is specifiek onderzoek naar bijvoorbeeld vergrassing of eutrofiëring van oppervlaktewater wenselijk. Het is dus van belang dat de gegevens omtrent deze abiotische aspecten bij de interpretatie van de monitoringresultaten worden betrokken.

### *3.5.2. Geomorfologie*

De geomorfologie vormt een belangrijke determinant van standplaatsfactoren en habitatkarakteristieken. Van een gedetailleerd hoogtemodel (DHM) kunnen absolute hoogteligging, helling en expositie worden afgeleid. In combinatie met een grondwatermodel kan hierdoor ook de bodemvochtigheid worden bepaald. In dynamische gebieden kunnen sedimentatie en erosieprocessen worden opgevolgd aan de hand van een regelmatige update van het hoogtemodel. Hoogtekaarten worden opgemaakt via interpretatie van stereo-luchtfotoparen of recent vooral via vliegtuig-laserscanning (LiDAR).

Voor het strand is de jaarlijkse opmaak van een hoogtekaart wenselijk. Door het ontbreken van vegetatie zijn de hoogtekaarten er zeer betrouwbaar. Een LiDAR-puntmeting bijvoorbeeld heeft er een fout van ongeveer 7 cm. In combinatie met bathymetrische peilingen van de vooroever en de

vaargeulen kan hiermee een volledige sedimentbalans voor de kust worden opgemaakt, gegevens die van cruciaal belang zijn voor het beleid inzake kustverdediging (Houthuys 2012).

Voor de dynamische duingebieden, slikken en schorren is het wenselijk om hoogtekaarten op te maken met een 3-jaarlijkse herhaling. Belangrijke gebieden zijn de zeereep, een aantal meer landinwaarts gelegen stuifduinen zoals de stuifduin(relict)en in De Westhoek en Ter Yde, de IJzermonding en het Zwin. Sedert 2007 wordt dergelijke hoogtekartering van de dynamische kustgebieden uitgevoerd in opdracht van MDK. Onderzoek van de bestaande reeksen van hoogtekaarten moet uitmaken of deze frequentie volstaat dan wel onnodig hoog is en moet leiden tot eventuele bijsturing van het programma.

Vanuit ecologisch oogpunt verdienen ook de meer fijnschalige sedimentatie- en erosieprocessen in slikke en lage schorre de nodige aandacht. Enerzijds de kwantiteit van sedimentatie of erosie maar anderzijds ook de kwaliteit van het sediment zijn sterk bepalend voor de ontwikkeling van vegetatie en fauna. Het is dan ook wenselijk om binnen de intertidale zones een aantal sedimentatie- erosieplots minstens jaarlijks op te volgen. Dergelijke plots bestaan uit drie metalen staven die waterpas en in een gelijkbenige driehoek met zijde van 1,5m in de bodem worden verankerd. Tussen deze staven kan een lat worden bevestigd van waaruit vaste metingen van de sedimenthoogte worden verricht met een nauwkeurigheid van enkele mm. In de IJzermonding worden actueel 30 dergelijke plots opgemeten en in het kader van de Zwinmonitoring is een meetnet van sedero-plots in uitbouw. Het is wenselijk om ook in de Baai van Heist enkele meetopstellingen te voorzien.

De meeste duingebieden zijn sterk gestabiliseerd. Hier volstaat doorgaans de éénmalige opmeting van de topografie in het kader van DHM-Vlaanderen. In een aantal gebieden met belangrijke natuurwaarden in de vochtige sfeer is een meer gedetailleerde inmeting van de topografie van de valleien wenselijk. Zeker wanneer ook metingen binnen een verruigd of verstruweeld landschap moeten gemaakt worden, is een manuele inmeting met totaalstation of rtk-GPS aangewezen. Ook hier betreft het een éénmalige opmeting die in functie van de gestelde prioriteiten kan gebeuren. Een prioritair gebied is bijvoorbeeld de recent ontboste fossiele strandvlakte van Hannecart (Doolaeghe).

#### *3.5.4. Hydrologie*

In duingebieden met actueel of potentieel grondwaterafhankelijke natuurwaarden is het wenselijk om de grondwaterstanden op te volgen via een peilbuizennetwerk. Dit levert essentiële gegevens voor enerzijds de interpretatie van de trends van freatofyten en andere grondwaterafhankelijke organismen en anderzijds voor de opmaak van grondwatermodellen die de beheerplanning moeten onderbouwen. Om een goed beeld te krijgen van de watertafel in duingebieden is een minimale peilbuizendichtheid van 1 buis per 3 tot 6 ha aangewezen. De meeste buizen peilen de freatische watervoerende laag en er wordt gestreefd naar twee- tot driewekelijkse metingen. De metingen worden gecentraliseerd in de WATINA- databank van het INBO.

De voorbije 10 jaar werden grote inspanningen geleverd voor het plaatsen en opvolgen van peilbuizen in de duinen (figuur 15). De verdere uitbouw van het peilbuizennetwerk omvat twee elementen. Enerzijds moet in een beperkt aantal gebieden nog nieuwe peilbuizen worden geplaatst ter vervollediging van het netwerk (SIMLI-duinen bijvoorbeeld). Anderzijds dienen de gebieden waar al langere meetreeksen van bestaan te worden geëvalueerd en bijgestuurd. Dit moet leiden tot een drastische vermindering van het aantal tweewekelijks op te meten buizen gezien de hoge arbeidsinspanning die dit met zich meebrengt.

#### *3.5.4. Bodem*

In de vegetatieontwikkeling vormen planten en bodem een complex geheel. De eigenschappen van de bodem bepalen in sterke mate de samenstelling van de vegetatie en omgekeerd hangt de ontwikkeling van de bodem af van de vegetatie, bijvoorbeeld door de accumulatie van afgestorven



plantenmateriaal. Voor de karakterisatie van ecotootypen is het doorgaans niet noodzakelijk om bodemanalyses uit te voeren omdat de algemene bodemkenmerken zich goed weerspiegelen in de samenstelling van de vegetatie. Omgekeerd is het wel wenselijk om over een goede bodemkarakterisatie te beschikken bij het opstellen of verfijnen van een ecotopentypologie. In eerste instantie vormt het bodemonderzoek dus een onderdeel van de globale kennisverwerving over het functioneren van het ecosysteem.

Recent werden bodemstalen genomen bij de permanente vegetatieplots die in het kader van PINK werden vastgelegd. Zij werden geanalyseerd op een aantal algemene bodemkenmerken zoals textuur, pH, gehalte organische stof en kalk. Deze dataset kan als basis dienen voor de opvolging van deze relatief traag veranderende variabelen over een langere tijdspanne (decennia). Het nutriëntengehalte (N, P en K) van de bodem kan veel snellere veranderingen vertonen. Vooral bij natuurontwikkeling op voormalig bemeste landbouwgronden vormt de nutriëntenlast vaak een belemmering voor de ontwikkeling van een soortenrijke vegetatie en is het beheer gericht op het verschraken van de bodem. Bij voorkeur worden nutriëntengehaltes bepaald alvorens beheerkeuzes worden gemaakt. Als de ontwikkeling van een soortenrijke vegetatie uitblijft, moeten bodemanalyses uitwijzen of de nutriëntenstatus dan wel de afwezigheid van geschikte bronpopulaties hiervoor verantwoordelijk zijn.



*Figuur 15. Overzicht van de peilbuizennetwerken aan de kust.*

### 3.6. Opvolging in het kader van gericht onderzoek

Een laatste maar zeker niet het minst belangrijke element in de opvolging van de biodiversiteit aan de Vlaamse kust vormen de 'maatwerk'-inventarisaties. Tijdens het voorbije decennium heeft het natuurbehoud belangrijke impulsen gekregen die tot verschillende grootschalige inrichtings- en

beheerwerken hebben geleid. De opvolging van deze werken is plaatsspecifiek en vergt een snelle rapportage. Dit moet vaak gebeuren binnen het kader van een bepaald programma zoals de Europese LIFE-projecten, natuurinrichting, ... waar doorgaans specifieke fondsen zijn voorzien voor monitoring. Hier is met andere woorden maatwerk vereist.

Een nadeel van deze projectopvolging is het ad hoc karakter waardoor de resultaten niet noodzakelijk van toepassing zijn op andere gebieden. Ook zal de termijn vaak beperkt zijn door de specifieke vorm van financiering. Het is dan ook belangrijk om deze monitoring te onderscheiden van de hoger beschreven, veel meer systematische inventarisaties die bedoeld zijn om op lange termijn vol te houden. Een aantal gebieden die specifieke aandacht verdienen:

- De Westhoek: natuurherstel (LIFE); ontstruweling, slufters, afbouw waterwinning, verstuiving
- Oosthoek-Krakeelduinen: natuurinrichting
- Noordduinen: natuurinrichting
- Doornpanne: infiltratiegebied
- Ter Yde: natuurherstel (LIFE); ontbossing Doolaeghe, verstuiving (afbraak home Teunis)
- IJzermonding: natuurherstel, Monaij
- Herinrichting camping Cosmos
- Duinbossen De Haan: bosreservaat
- Baai Van Heist
- De Zwinduinen en Polders: natuurherstel (LIFE)
- Het Zwin: natuurherstel en uitbreiding (LIFE)

Verder werd ook reeds aangehaald dat de kennis over veel soorten(groepen) bijzonder beperkt is, hoewel het vaak om heel bijzondere soorten gaat vanwege hun mate van bedreiging of ecologisch indicatieve waarde. Zo kunnen bijvoorbeeld de habitattypes 2110 (embryonale duinen) en 2120 (blonde duinen) niet naar behoren ecologisch geëvalueerd worden zonder er de specifieke fauna bij te betrekken omdat het aantal plantensoorten in deze habitattypes beperkt is. Om het referentiekader van beleid en beheer ruimer open te trekken dan de klassieke 'aajibare' organismen is het dus van belang om er kennis over een ruim assortiment van soortengroepen in te betrekken. Hiervoor is gericht onderzoek nodig naar de habitatvereisten van deze organismen waardoor beheerdoelstellingen eventueel kunnen worden bijgesteld. De gedetailleerde ecotopenkaart in combinatie met een hoogtekaart en een grondwatermodel vormen daarbij een bijzonder waardevol hulpmiddel omdat habitatmodellen hiermee kunnen vertaald worden naar gebiedsniveau.

## **4. Monitoring operationeel**

### **4.1. Partners**

Het beheer van de natuur aan onze kust gebeurt door verschillende instanties (zie 2.2) en het is wenselijk om hen allen te betrekken bij de ecologische opvolging ervan. Niet alleen draagt elke beheerder een verantwoordelijkheid voor het bewaken van de natuurkwaliteit van de eigen terreinen maar betrokkenheid bij de monitoring leidt ook tot een betere kennis over het functioneren van het ecosysteem en de vereisten voor een duurzaam beheer ervan. Het Vlaams gewest dient als grootste beheerder de belangrijkste inspanningen te leveren maar ook het engagement van bijvoorbeeld de waterwinningsmaatschappijen en golfclubs is in die optiek van belang. De zorgplicht en het standstill principe uit het Decreet natuurbewoud en het garanderen van een 'goede staat van instandhouding' van soorten en habitats in het kader van de Europese natuurrichtlijnen vormen hiervoor een juridisch kader.

Naast de terreinbeheerders zijn ook het beleid en de wetenschappelijke wereld gebruikers van de monitoringsresultaten. Het natuurbeleid is in eerste instantie een regionale materie die door het agentschap voor Natuur en Bos wordt behartigd maar ook het agentschap voor Maritieme Dienstverlening en Kust en het Ankerpunt Geïntegreerd Beheer van de Kustzone vormen essentiële beleidspartners. INBO, VLIZ en WLB zijn overheidsinstanties die nauw betrokken zijn bij het wetenschappelijk onderzoek in het kustgebied. Het opzetten en coördineren van beleidsondersteunende monitoring en de communicatie van resultaten hiervan zit expliciet in hun missie verrat waardoor zij een centrale rol krijgen toebedeeld in de wetenschappelijke begeleiding van de kustmonitoring. Het is echter wenselijk om er een ruime groep van experts bij te betrekken om een optimale kwaliteit van de resultaten te garanderen.

Een laatste groep instanties is betrokken bij de eigenlijke monitoring-activiteiten zoals het terreinwerk en de opslag, verwerking en ontsluiting van de gegevens. Ook hier spelen INBO en VLIZ een essentiële rol. Specifiek voor de geografische gegevens is ook de medewerking van AGIV wenselijk. Voor het inwinnen van veldgegevens ten slotte is de bijdrage van vrijwilligers onmisbaar. Het verzamelen van broedvogelgegevens bijvoorbeeld gebeurt hoofdzakelijk binnen de vrijwilligersprojecten ABV en BBV (zie 3.3.6.). In de praktijk zijn de meeste vrijwilligers te bereiken via Natuurpunt vzw.

### **4.2. Databeheer en ontsluiting**

Gegevens die relevant zijn voor de opvolging van de biodiversiteit aan de kust worden door verschillende instellingen verzameld en beheerd. De belangrijke spelers situeren zich binnen het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap (INBO, ANB, MDK, WLB, VLM, AGIV, VMM, ...) maar ook federale instellingen (NGI, KMI), Gemeenten, het VLIZ, Provincie West-Vlaanderen, waterwinningsmaatschappijen (IWVA, GWKH, VMW) en vzw Natuurpunt behoren tot de potentiële leveranciers of gebruikers van data. VLIZ, INBO en WLB kunnen een belangrijke rol spelen bij de technische uitwerking van het databeheer.

### **4.3. Nood aan continuïteit**

De kwaliteit van monitoringresultaten hangt enerzijds af van de gebruikte methodiek en anderzijds van de expertise van de uitvoerder. Een groot deel van het programma zoals hierboven geschetst vergt een specifieke expertise die een goede soortenkennis combineert met ervaring met het terrein en de gebruikte technieken. Om kwaliteitsvolle tijdsreeksen op te bouwen moeten deze kennis en ervaring daarenboven door de uitvoerder op lange termijn verzekerd kunnen worden. Door deze essentiële voorwaarden is het wenselijk om minstens de basis van de monitoring binnen

de overheid uit te voeren, analoog als bijvoorbeeld de monitoring van de bosreservaten of de opmaak van de Biologische Waarderingskaart. Het is zeer onwaarschijnlijk dat de markt de beschikbaarheid van de vereiste kennis en ervaring op langere termijn kan garanderen.

#### 4.4. Werklast

Om een inschatting te maken van het werkvolume dat uit bovenstaand programma voortvloeit, vertrekken we onder meer van de oppervlaktes van de verschillende types terreinen aan de kust (tabel 1). Voor het karteren van flora en vegetatie is het van belang een onderscheid te maken tussen de niet-geperceleerde duinen, slikken en schorren (samen ca. 2840 ha) en de doorgaans geperceleerde duinzomen en afgevlakte duinen (850 ha). De vereiste karteerinspanning is voor beide terreintypen sterk verschillend.

	SBZ	Geen SBZ
Reliëfrijk duin	2460	180
Binnenduinrand en afgevlakt duin	550	300
Slikke en schorre	200	

*Tabel 1. Oppervlakte (ha) van de verschillende types kustgebieden binnen en buiten SBZ*

Het veldwerk omvat drie grote luiken: detailkartering van aandachtssorten, vegetatiekartering en opname van pq's. Gezien de beperkte periode waarbinnen het meeste veldwerk dient te gebeuren, zijn hier twee voltijdse technische medewerkers voor nodig. Tijdens de wintermaanden kunnen zij worden ingeschakeld voor niet-seizoensgebonden werk zoals digitalisatie en ruwe verwerking van gegevens of topografische terreinopmetingen. De benodigde tijd voor verwerking en rapportage is afhankelijk van de gestelde vragen maar voor een basisverwerking zal toch een deeltijds (ca. 40%) VTE op niveau A noodzakelijk zijn. Het INBO vormt de meest geschikte plaats om deze ploeg te huisvesten gezien de aanwezige ervaring met zowel het terreinwerk als de dataverwerking. Daarenboven kan het INBO als wetenschappelijke instelling de nodige objectiviteit ten opzichte van bijvoorbeeld beheerresultaten garanderen.

Globaal kunnen we stellen dat ongeveer één vijfde van dit werkvolume noodzakelijk is om de monitoring en rapportageverplichtingen in het kader van de Europese natuurrichtlijnen op een kwalitatief verantwoorde manier in te vullen. De overige inspanningen zijn wenselijk voor een degelijke lange termijn evaluatie van het beleid en beheer van de natuurgebieden aan de kust.

## 5. Monitoring Natura 2000 en beheer

In het kader van het ANB-INBO project 'Monitoring Natura 2000 en beheer' worden momenteel kostenefficiënte meetnetten ontwikkeld om aan de informatiebehoeften te beantwoorden voor drie essentiële onderdelen van het natuurbeleid. Dit zijn 1) Natura 2000 soortenmonitoring (Adriaens et al. 2011), Natura 2000 habitatmonitoring (Westra et al. 2011) en het beheer van ANB terreinen (Van Calster et al. 2011). De natura 2000 meetnetten zijn in eerste instantie ontworpen om te rapporteren aan Europa over de staat van instandhouding van de Natura 2000 habitattypes en soorten in Vlaanderen, binnen en buiten SBZ. Daarmee wordt nagegaan of de gestelde instandhoudingsdoelstellingen (G-IHD en S-IHD) worden gehaald. Daarenboven dienen zij voor de opvolging van voor het Vlaams beleid belangrijke soorten en vegetatietypes die niet opgenomen zijn in habitat- of vogelrichtlijn. De beheermonitoring daarentegen wordt voorzien op het niveau van de individuele beheerplannen. Deze elementen worden volledig geïntegreerd binnen het monitoringplan in deze nota, weliswaar zonder dat de oorspronkelijke doelstellingen van deze meetnetten in het gedrang komen.

De habitatmonitoring omvat een kwantitatief luik (habitatkartering) en een meetnet voor habitatkwaliteit. In 3.4.4 werd aangetoond hoe de habitatkaart voor de kust kan worden afgeleid uit een meer gedetailleerde ecotopenkartering die wenselijk is voor de planning en opvolging van het beheer en die ook een belangrijke wetenschappelijke meerwaarde heeft. Het voordeel van deze integratie is het behoud van de oorspronkelijke geografische nauwkeurigheid en de mogelijkheid om via GIS-verwerking uit de gedetailleerde basiskaart habitatkwaliteitskenmerken af te leiden die vervolgens aan de geaggregeerde habitatvlekken worden gekoppeld.

Het meetnet voor habitatkwaliteit omvat een reeks van vaste proefvlakken waarbinnen verschillende LSVI- variabelen worden ingeschat (T'Jollyn et al. 2009). Op ieder punt uit de steekproef wordt een vegetatieopname gemaakt (voor de duinen in 3x3 m<sup>2</sup> proefvlakken) en wordt een aantal bijkomende structuurvariabelen ingeschat binnen een grotere proefcirkel met straal 18m. Gezien de gelijkaardige stratified random steekproefname kan het merendeel van de binnen PINK uitgezette permanente kwadraten overgenomen worden binnen dit meetnet. Wel wordt voorgesteld om een subset van 180 opnames met hogere frequentie (6-jaarlijks) op te nemen gezien de snelle veranderingen die er worden verwacht (zie 3.4.5).

De soortenmonitoring in het kader van de Natura 2000 rapportage werd uitgewerkt in een reeks blauwdrukken voor verschillende organismengroepen. De lijst van behandelde soorten vertrekt van de bijlagen van de Europese Vogel- en Habitatrichtlijn maar wordt aangevuld met soorten van internationaal belang omwille van de beperkte verspreiding of relatief grote lokale populatie. De soortenmonitoring in deze visie neemt deze blauwdrukken als vertrekbasis maar bouwt deze verder uit in functie van beheerevaluatie.

Globaal kunnen we stellen dat de informatienoden vanuit enerzijds Natura 2000 monitoring en anderzijds beheer een belangrijke overlap vertonen. Planning en evaluatie van het beheer vergen echter gegevens met een veel hogere graad van detail. Daarenboven is het hiervoor van belang om ook een aantal abiotische variabelen op te volgen. De hier voorgestelde inspanning voor ecologische monitoring aan de kust kunnen we verantwoorden vanuit de hoge en zeer specifieke natuurwaarden (Provoost & Bonte 2004). Het gebied is nagenoeg volledig aangeduid als Speciale Beschermingszone binnen de habitatrichtlijn (tabel 1) en bestaat ook nagenoeg volledig uit exclusief (21\*\* reeks) of in belangrijke mate (11\*\* reeks) aan de kust gebonden habitattypen.

Verschillende habitattypen zijn sterk beheerbehoefstig (vb. 2130 en 2190). Daarom werden reeds verschillende natuurontwikkelingsprojecten (o.m. LIFE) uitgevoerd waarvan de opvolging belangrijke monitoringbehoeften creëert. Tot slot ontstaan ook vanuit een ecologische benadering van de kustbescherming specifieke informatiebehoeften die in deze visie worden geïntegreerd.



## Referenties

- Adriaens D., Westra T., Onkelinx T., Louette G., Bauwens D., Waterinckx M. & Quataert P. 2011. Monitoring Natura 2000-soorten, Fase I: prioritering van de informatiebehoefte. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2011.27, Brussel, 136 p.
- Anselin A., Devos K. & Vermeersch G. 2003. Project bijzondere broedvogels Vlaanderen : handleiding. Verslag van het Instituut voor Natuurbehoud, Brussel, 28 p.
- Anselin A., Devos K., Vermeersch G. & Onkelinx T. (in prep.) Ontwerpen van een meetnet voor de Natura 2000 rapportage en voor de soorten prioritair voor het Vlaams beleid. Blauwdruk vogels. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Arens S., Geelen L., van der Hagen H. & Slings R. 2007. Duurzame verstuiving in de Hollandse duinen: kans, droom of nachtmerrie, Amsterdam.
- Bakker J.P., Olff H., Willems J.H. & Zobel M. 1996. Why do we need permanent plots in the study of long- term vegetation dynamics? *Journal of Vegetation Science* 7: 147-156.
- Bauwens D. & Speybroeck J. (in prep.) Ontwerpen van een meetnet voor de Natura 2000 rapportage en voor de soorten prioritair voor het Vlaams beleid. Blauwdruk amfibieën. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Belpaeme K. & Maelfait H. (red.) 2005. Het kustkompas, indicatoren als wegwijzers voor een duurzaam kustbeheer. Coördinatiepunt voor Geïntegreerd beheer van Kustgebieden, Oostende, 80 p.
- Bollen A. & Van Humbeeck P. 2002. Klimaatverandering en klimaatbeleid: een leidraad. Academia Press, Gent, 470 p.
- Bonte D. 2004. Broedvogels. In : Provoost S. & Bonte D. (red.) Levende duinen, een overzicht van de biodiversiteit aan de Vlaamse kust. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 22: 158-175.
- Bunce R.G.H., Groom G.B., Jongman R.H.G., Padoa-Schippa E. (eds.) 2005. Handbook for Surveillance and Monitoring of European Habitats. Alterra, Wageningen, 107 p.
- Colazzo S., Baert P., Valck F. & Bauwens D. 2001. Kwantificeren van recente veranderingen in status van amfibieën en hun biotopen in het landelijk gebied. VLINA, IN.R.2002.03, Brussel.
- Cosyns E., Leten M., Provoost S., Zwaenepoel, A. & Hoffmann M 2010. Management of transition zones between coastal dunes and salt marsh or polder area: experiences from the Belgian coast. In: Dewulf E., Van Nieuwenhuyse H. & Herrier J.-L. (red.) Proceedings of the International workshop on the Management of Dune Polder and Dune Marshland Transition Zones, 7 October 2010, Knokke-Heist: 25-83.
- De Bruyn L. 2003. Klimaatverandering. In: Dumortier M. et al. (red). Natuurrapport 2003. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 21, Brussel: 177-180.
- De Groot R.S., Ketner P. & Ovaa A.H. 1995. Selection and use of bio-indicators to assess the possible effects of climate change in Europe. *Journal of Biogeography* 22: 935-943.
- De Knijf G. (in prep.) Ontwerpen van een meetnet voor de Natura 2000 rapportage en voor de soorten prioritair voor het Vlaams beleid. Blauwdruk libellen. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Denys L., Gysels J. & Packet J. 2003. Kranswieren (Characeae) in Vlaanderen: verspreiding en bedreiging. *Natuur.focus* 4: 145-156.
- Denys L. & Packet J. 2004. Kranswieren. In: Provoost S. & D. Bonte (red.) Levende duinen: een overzicht van de biodiversiteit aan de Vlaamse kust. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 22: 106-121.

De Raeve, F., Leten, M. & Rappé, G., 1983. Flora en vegetatie van de duinen tussen Oostduinkerke en Nieuwpoort. Rapport van de geobotanische studie uitgevoerd in het raam van de geplande waterwinning 'Ter Yde'. Nationale Plantentuin van België, Meise, 176 p. + bijl.

Deronde B., Provoost S., Kempeneers P. & Houthuys R. 2008. Duin- en andere kustvegetaties in kaart brengen vanuit de lucht: het hoe en waarom. De Grote Rede 23: 16-20.

Droesen W. 1998. Spatial modelling and monitoring of natural landscapes with cases in the Amsterdam Waterwork Dunes. Ponsen & Looijen, Wageningen, 161 p.

Fox M. D. & Fox B. J. 1986. The susceptibility of natural communities to invasion. In: Groves R. H. & Burdon J. J. (eds.). Ecology of biological invasions. Cambridge University Press, Cambridge: 57-66.

Gittenberger E., Preece R.C. & Ripken T.E.J. 2006. *Balea heydeni* von Maltzan, 1881 (Pulmonata: Clausiliidae): an overlooked but widely distributed European species. Journal of Conchology 39 (2): 145-150.

Goldsmith B. (ed.) 1991. Monitoring for conservation and ecology. Chapman & Hall, London, 275 p.

Herrier J.-L., Killemaes I., & Noels C. 2005. Purchase of dunes: the first step towards nature restoration along the Flemish coast. In: Herrier J.-L. et al. (Ed.), Proceedings 'Dunes and Estuaries 2005': International Conference on nature restoration practices in European coastal habitats, Koksijde, Belgium 19-23 September 2005. VLIZ Special Publication 19: 55-68 + kaarten.

Hoffmann M., 1993. Verspreiding, fytosociologie en ecologie van epifyten en epifytenvegetaties in Vlaanderen. Ongepubliceerde doctoraatsverhandeling, Universiteit Gent, 763 p.

Hoffmann M., Van Landuyt W. & Provoost S. 2004. Blad- lever en korstmossen. In : Provoost S. & Bonte D. (red.) Levende duinen, een overzicht van de biodiversiteit aan de Vlaamse kust. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 22: 84-105.

Houthuys R. 2012. Morfologische trend van de Vlaamse kust in 2011. Agentschap Maritieme dienstverlening en Kust, Afdeling Kust, Oostende, 150 p.

Kempeneers P., Deronde B., Provoost S. & Houthuys R. 2009. Synergy of airborne digital camera and lidar data to map coastal dune vegetation. Journal of Coastal Research 53(SI): 73-82.

Kissiyar O., Van Valckenborgh J., Deronde B., Provoost S., Kempeneers P., Houthuys R. & Tortelboom, E. 2005. Airborne hyperspectral remote sensing of the dynamic dunes along the Belgian coast (Hyperkart). Stereo research project SR/00/23, OC-GIS- Vlaanderen, VITO & Instituut voor Natuurbehoud, Gent, 200 p. + kaarten

Kooijman A.M., Dopheide J.C.R., Sevink J., Takken I. & Verstraten J.M. 1998. Nutrient limitations and their implications on the effects of atmospheric deposition in coastal dunes; lime-poor and lime-rich sites in the Netherlands. Journal of Ecology 86: 511-526.

Kuijken E., Provoost S. & Leten M. 1993. Oppervlakte- infiltratie in de Doornpanne, een verkennend onderzoek naar de ecologische implicaties. Advies Instituut voor Natuurbehoud, A 93.69, 86 p. + bijl.

Lepart J. & Dubussche M. 1991. Invasion processes as related to succession and disturbance. In: Groves R. H. & Di Castri F. (eds.). Biogeography of Mediterranean invasions. Cambridge University Press, Cambridge: 159-177.

Leten M., 1992. Vegetatie- en landschapontwikkeling in de duinen van de Westkust. In Termote J. (red.). Tussen land en zee. Het duingebied van Nieuwpoort tot De Panne. Lannoo, Tielt: 158-189.

Maelfait J.-P., Baert L. & Desender K. 1997. Effects of groundwater catchment and grassland management on the spider fauna of the dune nature reserve 'De Westhoek' (Belgium). Proc. 16th Europ. Coll. Arachn.: 221-236.

Maes D. (in prep.) Ontwerpen van een meetnet voor de Natura 2000 rapportage en voor de soorten prioritair voor het Vlaams beleid. Blauwdruk vlinders. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Onkelinx T., Gyselings R. & De Knijf G. (in prep.) Ontwerpen van een meetnet voor de Natura 2000 rapportage en voor de soorten prioritair voor het Vlaams beleid. Blauwdruk vleermuizen. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Packet J. (in prep.) Ontwerpen van een meetnet voor de Natura 2000 rapportage en voor de soorten prioritair voor het Vlaams beleid. Blauwdruk mollusken. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Plassmann K., Jones M.L.M. & Edwards-Jones G. 2009. The effects of low levels of nitrogen deposition and grazing on dune grassland. *Science of the Total Environment* 407: 1391-1404.

Provoost S. & Hoffmann M. (red.) 1996. Ecosysteemvisie voor de Vlaamse Kust. Universiteit Gent en Instituut voor Natuurbehoud, Brussel 375 + 130 p.

Provoost S. & Van Landuyt W. 2001. The flora of the Flemish coastal dunes (Belgium) in a changing landscape. In: Houston J.A. et al. (Ed.). *Coastal dune management: shared experience of European conservation practice*: 393-401.

Provoost S. & Bonte D. (red.) 2004. Levende duinen: een overzicht van de biodiversiteit aan de Vlaamse kust. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 22, Brussel, 416 p.

Provoost S., Van Til M., Deronde B. & Knotters A. 2005. Remote sensing of coastal vegetation in the Netherlands and Belgium. In: Herrier J.-L. et al. (Ed.). *Proceedings 'Dunes and Estuaries 2005'*. VLIZ Special Publication 19: 139-149.

Provoost S., Van Gompel W., Feys S., Vercruysse W., Packet J., Van Lierop F., Adams Y. & Denys L. 2010. Permanente Inventarisatie van de Natuurreservaten aan de Kust, eindrapport periode 2007-2010. Rapport Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2010.19, Brussel, 169 p.

Provoost S., Feys S., Van Gompel W. & Vercruysse W. 2011. Evaluatie van het gevoerde beheer en opmaak van een beheerplan voor het VNR De Duinen en Bossen van De panne, deel I: evaluatie van het gevoerde beheer in de deelgebieden Houtsaegerduinen en de westhoek. Rapport Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2011.53, Brussel, 123 p.

Provoost S., Edmondson S.E. & Jones M.L.M. 2011b. Changes in landscape and vegetation of coastal dunes in northwest Europe: a review. *Journal of Coastal Conservation* 15 : 207-226.

Ranwell D.S. 1960. Newborough Warren, Anglesey. 3. Changes in the vegetation in parts of the dune system after the loss of rabbits by Myxomatosis. *J. Ecol.* 48: 385-395.

Rappé G., Leten M., Provoost S., Hoys M. & Hoffmann M. 1996. Biologie. In: Provoost S. & Hoffmann M. (red.). *Ecosysteemvisie voor de Vlaamse kust*. 1. Ecosysteembeschrijving. Instituut voor Natuurbehoud en Universiteit Gent, i.o.v. AMINAL, afdeling Natuur, Brussel: 167-372.

Remke E.R. 2010. Impact of atmospheric nitrogen deposition on lichen-rich, coastal dune grasslands. PhD thesis, Radboud University Nijmegen.

Rhind P.M., Blackstock T.H., Hardy H.S., Jones E.E. & Sandison W. 2001. The evolution of Newborough Warren dune system with particular reference to the past four decades. In: Houston J.A., Edmondson S.E. & Rooney P.J. (eds.). *Coastal dune management, shared experience of European conservation practice*. Liverpool University Press: 346-379.

Schaminée J. H. J., Stortelder A. H. F. & Westhoff V. 1995. De vegetatie van Nederland. 1. Inleiding tot de plantensociologie: grondslagen, methoden en toepassingen. Opulus Press, Uppsala-Leiden, 296 p.

Stienen E.W.M. & Van Waeyenberge J. 2004. Kustbroedvogels, teruggedrongen dynamiek en toegenomen verstoring. In : Provoost S. & Bonte D. (red.) *Levende duinen, een overzicht van de biodiversiteit aan de Vlaamse kust*. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 22: 176-183.

Termote J. 1992. Wonen op het duin, de bewoningsgeschiedenis van het duingebied tot aan de Franse Revolutie. In: Termote J. (red.), Tussen land en zee: het duingebied van Nieuwpoort tot De Panne. Lannoo, Tielt: 46-87.

T'Jollyn F., Bosch H., Demolder H., De Saeger S., Leyssen A., Thomaes A., Wouters J., Paelinckx D. & Hoffmann M. 2009. Ontwikkeling van criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de Natura 2000 habitattypen: Versie 2.0. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2009.46, Brussel, 326 p.

Van Calster H., Van Uytvanck J., Waterinckx M. & Quataert P. 2011. Monitoring natuurbeheer en kostenaspecten van beheer en beheermonitoring, Fase I: prioritering van de informatiebehoefte. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2011 (25), Brussel, 67 p.

Van Dorp D., Boot R. & van der Maarel E. 1985. Vegetation succession in the dunes near Oostvoorne, The Netherlands, since 1934, interpreted from air photographs and vegetation maps. *Vegetatio* 58: 123- 136.

Van Landuyt W. (in prep.) Ontwerpen van een meetnet voor de Natura 2000 rapportage en voor de soorten prioritair voor het Vlaams beleid. Blauwdruk vaatplanten, mossen en lichenen. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van Landuyt W., Provoost S., Leten M., Ameeuw G. & Rappé G. 2004. Vaatplanten. In : Provoost S. & Bonte D. (red.) *Levende duinen, een overzicht van de biodiversiteit aan de Vlaamse kust*. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 22: 46-83.

Van Steertegem M. (red.) 2001. Milieu- en natuurrapport Vlaanderen: thema's: MIRA-T Garant & VMM, Leuven, 504 p.

Van Swaay C.A.M. 2000. Handleiding Landelijk Meetnet Dagvlinders. Rapport VS 2000.11, De Vlinderstichting, Wageningen, 39 p.

Van Til M., Ketner P. & Provoost S. 2002. Duinstruwelen in opmars. *De Levende Natuur* 3: 74-77.

Van Veen M. & Zeegers T. (red.) 1993. *Insecten basisboek*. Jeugdbondsuitgeverij, 166 p.

Veer M.A.C. 1997. Nitrogen availability in relation to vegetation changes resulting from grass encroachment in Dutch dry dunes. *Journal of Coastal Conservation* 3: 41-48.

Verloove F. 2002. Ingeburgerde plantensoorten in Vlaanderen. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud nr. 20, Brussel, 227 p.

Vermeersch G., Anselin A. , Onkelinx T. & Bauwens D. 2007. Monitoring common breeding birds in Flanders: a new step towards an integrated system. *Bird Census News* 20(1): 30-35.

VMM 2011. Zure regen in Vlaanderen in 2010. Vlaamse Milieumaatschappij, Erembodegem, 47p.

Weeda E. J. 1987. Invasions of vascular plants and mosses into the Netherlands. In: Joenje W., Bakker K. & Vlijm L. (eds.). *The ecology of biological invasions. Proceedings of the Koninklijke Nederlandse Akademie van Wetenschappen. Series C: biological and medical sciences*. North-Holland Publishing Company, Amsterdam: 19-29.

Westra T., Vanden Borre J., Paelinckx D., Wouters J., Louette G., Onkelinx T., Waterinckx M. & Quataert P. 2011. Monitoring Natura 2000 habitats, Fase I: prioritering van de informatiebehoefte.. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2011.26, Brussel, 95 p.

Wouters J., Onkelinx T., Bauwens D. & Quataert P. 2008. Ontwerp en evaluatie van meetnetten voor het milieu- en natuurbeleid. Leidraad voor de meetnetontwerper. Vlaamse Overheid, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel, 120 p.

Zeegers T. 2001. Het beland van de duinen voor de Nederlandse insectenfauna. *Duin* 24(4): 32-35.